



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Ilha Solteira

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE ENGENHARIA
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA

TATIANE DEOTI PELISSARI

**EMISSÕES DE CO₂ PROVENIENTES DE INCÊNDIOS E DE DIFERENTES USOS E
OCUPAÇÃO DO SOLO NO PANTANAL BRASILEIRO.**

Ilha Solteira
2024

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

TATIANE DEOTI PELISSARI

EMISSÕES DE CO₂ PROVENIENTES DE INCÊNDIOS E DE DIFERENTES USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO NO PANTANAL BRASILEIRO

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia de
Ilha Solteira – Unesp como parte dos requisitos
para obtenção do título de Doutor.^a
Especialidade: Sistemas de Produção.

Paulo Eduardo Teodoro
Orientador

Carlos Antonio da Silva Junior
Coorientador

Ilha Solteira
2024

FICHA CATALOGRÁFICA
Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

P384e Pelissari, Tatiane Deoti.
Emissões de CO2 provenientes de incêndios e de diferentes usos e ocupação do solo no pantanal brasileiro / Tatiane Deoti Pelissari. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2024
90 f. : il.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Sistemas de Produção, 2024

Orientador: Paulo Eduardo Teodoro
Co-orientador: Carlos Antonio da Silva Junior
Inclui bibliografia

1. Sensores orbitais. 2. Índice espectral. 3. Zona úmida. 4. Efluxo de CO2 do solo.


Amanda Sertori dos Santos

Bibliotecária - CRB/8-9061
Seção Técnica de Referência, Atendimento ao
Usuário e Documentação
Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: EMISSÕES DE CO₂ PROVENIENTES DE INCÊNDIOS E DE DIFERENTES USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO NO PANTANAL BRASILEIRO

AUTORA: TATIANE DEOTI PELISSARI

ORIENTADOR: PAULO EDUARDO TEODORO

COORIENTADOR: CARLOS ANTONIO DA SILVA JUNIOR

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em Agronomia, área: Sistemas de Produção pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. PAULO EDUARDO TEODORO (Participação Virtual)
Experimentação e Melhoramento de Plantas / Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS


Prof. Dr. JOSÉ FRANCISCO DE OLIVEIRA JUNIOR (Participação Virtual)
Departamento de Meteorologia / Universidade Federal de Alagoas - UFAL

Prof. Dr. RIVANILDO DALLACORT (Participação Virtual)
Departamento de Agronomia / Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT

Prof. Dr. FABIO HENRIQUE ROJO BAIO (Participação Virtual)
Departamento de Agronomia / Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS

Prof. Dr. RAFAEL FELIPPE RATKE (Participação Virtual)
Departamento de Agronomia / Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS

Ilha Solteira, 16 de fevereiro de 2024

Documento assinado digitalmente
 gov.br PAULO EDUARDO TEODORO
Data: 16/02/2024 11:33:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha mãe
Maria Lourdes , ao meu pai Altair
Antonio Pelissari , ao meu
padrasto Celio Hardt e ao meu
irmão Jonatan Deoti Hardt.

“Estamos vivendo o maior desafio da história da humanidade. Não há nada parecido nos dez ou onze mil últimos anos. Essa época geológica teve uma grande estabilidade climática, que foi uma condição importante para o desenvolvimento da agricultura. Nunca tivemos uma ameaça climática no nível da que temos agora. Precisamos evitar um colapso climático que pode afetar a vida de bilhões de pessoas e da biodiversidade do Planeta Terra”.

Carlos Nobre

“Se a tendência atual continuar, este século poderá testemunhar mudanças climáticas inéditas e uma destruição sem precedentes dos ecossistemas, com graves consequências para todos nós”.

Papa Francisco

AGRADECIMENTOS

Antes de tudo

Deem graças ao Senhor porque ele é bom; o seu amor dura para sempre.
Salmos 107:1

Família!

Minha mãe (Maria Lourdes Deoti), sou imensamente grata por todas as vezes que acreditou e confiou no meu sonho, no meu potencial e não mediu esforços para que realizasse. Muito obrigada por tudo!

Meu Pai (Altair Antonio Pelissari), espero um dia retribuir tudo que me deste. Muito obrigada por tudo!

Meu irmão (Jonathan Deoti Hardt), obrigada por me instigar a fazer sempre mais, mesmo quando eu duvido de mim, você sempre diz que eu posso mais. Muito obrigada por tudo!

Orientadores!

Professor Dr. Carlos Antonio da Silva Junior, obrigada por me apresentar esse mundo do sensoriamento remoto, até então desconhecido. Obrigada por abrir uma porta que eu nem sabia que existia. Obrigada pelos ensinamentos, exemplos, oportunidades e por convencer seu amigo Paulo a me orientar no doutorado. Muito obrigada por tudo!

Professor Dr. Paulo Eduardo Teodoro, obrigada por aceitar essa empreitada, mesmo sem saber quem eu era, um ato de coragem. Obrigada pela credibilidade, disponibilidade e paciência e confiança de orientar alguém a distância, obrigada pelos ensinamentos, exemplos, oportunidades. Muito obrigada por tudo!

Instituição e fomentos

Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), pela parceria e espaço de pesquisa.

Universidade Estadual Paulista (UNESP), pela oportunidade do curso.

Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo auxílio financeiro.

Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT) pelo auxílio financeiro com o projeto de pesquisa do segundo capítulo.

Professores

Á todos os professores do curso de doutorado da UNESP - Ilha solteira, os quais proporcionaram conhecimento e discussões de ideias.

Dr. Mendelson Guerreiro de Lima e Dr. Cácio Luiz Boechat, pelas contribuições na banca da qualificação que foram muito importantes para a publicação do primeiro artigo científico.

Amigos e colegas

Thaís Lourençoni, minha grande amiga e companheira de equipe, muito obrigada por tudo.

José Wagner Oliveira Júnior, colega e grande amigo, obrigada por tudo.

Dthenifer Cordeiro Santana, amiga do doutorado, que contribuiu significativamente para realização do trabalho.

Equipe de Pesquisa; GAAF; João Lucas Della silva, Daniel Henrique dos Santos, Gabriel Almeida, Renan de almeida silva, Neurienny Ferreira Dias, Fernando Saragosa Rossi, Wendel Bueno Morinigo, Betrielly Zanrosso de Oliveira, Amanda Ferreira da silva e Joelma Nayara da Silva Garcia, obrigado a todos pela ajuda no desenvolvimento do trabalho e pela amizade.

A equipe que ajudou com as coletas no segundo capítulo, Izabela Cristina de Oliveira, Natielly Pereira da Silva, Rafael Felipe Ratke, João Lucas Gouveia de Oliveira e Magno de Jesusu Borges.

RESUMO

Dada à magnitude da influência das zonas úmidas tropicais no ciclo global de carbono (C), a avaliação e o monitoramento das emissões de dióxido de carbono (CO₂) nestas áreas, podem ajudar na compreensão e na gestão do C diante da crise climática. Todavia, a carência de informações do fluxo de CO₂ referente a influência dos incêndios e do uso e cobertura do solo (LULC) na emissão de CO₂ em zonas úmidas limita a compreensão da dinâmica global do CO₂. A fim de responder estas questões, este estudo tem como finalidade verificar o efeito dos incêndios e de diferentes Usos e Ocupação do Solo (UOS) nas emissões de CO₂ no bioma Pantanal brasileiro. No primeiro capítulo os objetivos foram: (i) avaliar a relação entre focos de incêndio e absorção de carbono (GPP), precipitação e fluxo de CO₂; (ii) analisar a recuperação da vegetação usando a razão de queima normalizada diferenciada (Δ NBR) no bioma Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022; e (iii) identificar áreas prioritárias, onde ocorreram as maiores intensidades de focos de incêndio, a fim de orientar políticas públicas no Brasil para manter a conservação local. O capítulo II teve como objetivos: i) estimar o modelo de fluxo de CO₂, temperatura (T) e umidade do solo (UN); em dois anos seguidos (2022 e 2023); ii) analisar a relação entre essas variáveis em diferentes classes de uso e cobertura do solo (LULC) e iii) detectar os UOS que possuem os maiores fluxo de CO₂ e, conseqüentemente estabelecer ações de mitigação de emissões de CO₂ no bioma Pantanal brasileiro. No primeiro capítulo, foram detectados focos de incêndio a partir dos dados do algoritmo MODIS MOD14/MYD14, precipitação anual com CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data), e fluxo de CO₂ via o produto MODIS/MOD09A1, e Produção Primária Bruta (GPP) via o produto MODIS/MOD17A2. A intensidade da área queimada também foi avaliada pelo índice Δ NBR e as áreas de risco foram determinadas pelas médias dessas imagens. Durante a série histórica, foram detectados um total de 300.127 focos de incêndio em todo o Pantanal, onde em 2020 obteve o maior número de focos e a menor precipitação acumulada. Os anos com maior precipitação foram 2014 e 2018. O ano de 2018 foi também o segundo ano com maior valor de GPP. O teste Pettit mostrou mudanças para 2008 e 2011 em relação às variáveis fluxo de CO₂ e GPP respectivamente. A análise de componentes principais (PCA) agrupou focos de incêndio e precipitação em lados opostos, bem como GPP e fluxo de CO₂. Houve uma alta correlação negativa entre os focos de incêndio \times precipitação e GPP \times fluxo de CO₂. Os anos com maiores áreas das classes de Gravidade Alta (AG), Gravidade Moderada-Alta (GMA) e Gravidade Moderada-Baixa (GMB) foram em 2020 e 2019, respectivamente. As áreas mais vulneráveis aos incêndios graves foram nos municípios de Cáceres/MT, Poconé/MT e Corumbá/MS. A

grande catástrofe de incêndio em 2020 está correlacionada com a baixa precipitação em 2019, a elevada precipitação em 2018 e o aumento do GPP, bem como com políticas governamentais desfavoráveis ao ambiente. No capítulo 2, foram feitas medições de CO₂ do solo *in situ* em quatro diferentes UOS; soja, eucalipto, pastagem e vegetação nativa, todos localizados no município Aquidauana no Mato Grosso do Sul (MS). Foram aplicadas PCA para verificar a relação entre os anos e as classes de uso de solo e, posteriormente, avaliar a relação entre as variáveis analisadas via correlação de Pearson. As maiores emissões foram detectadas nos UOS soja e pastagem, com aumento significativo das emissões em 2023 para todos os UOS, possivelmente provocadas pelo excesso de umidade do solo. Valores inferiores de FCO₂ foram observados para o cultivo de eucalipto e vegetação nativa, no qual indica que esses UOS, atuam como sumidouros de CO₂. Esta descoberta constata que a preservação de áreas nativas é fundamental para o objetivo de neutralização do C, e o cultivo de eucalipto também pode contribuir com o C neutro e a adoção de práticas de manejo do solo sustentáveis reduzem a liberação de CO₂ para atmosfera.

Palavras-chave: sensores orbitais; índice espectral; zona úmida; efluxo de CO₂ do solo.

ABSTRACT

Given the magnitude of the influence of tropical wetlands on the global carbon (C) cycle, the assessment and monitoring of carbon dioxide (CO₂) emissions in these areas can help in understanding and managing C in the face of the climate crisis. However, the lack of information on the CO₂ flow regarding the influence of fires and land use and cover (LULC) on CO₂ emissions in wetlands limits the understanding of global CO₂ dynamics. In order to answer these questions, this study aims to verify the effect of fires and different UOS on CO₂ emissions in the Brazilian Pantanal biome. In the first chapter the objectives were: (i) to evaluate the relationship between fire outbreaks and carbon absorption (GPP), precipitation and CO₂ flux; (ii) analyze vegetation recovery using the differentiated normalized burning ratio (Δ NBR) in the Brazilian Pantanal biome between 2001 and 2022; and (iii) identify priority areas, where the highest intensities of fire outbreaks occurred, in order to guide public policies in Brazil to maintain local conservation. Chapter II had the following objectives: i) estimate the CO₂ flux model, temperature (T) and soil moisture (UN); in two consecutive years (2022 and 2023); ii) analyze the relationship between these variables in different land use and cover classes (LULC) and iii) detect the UOS that have the highest CO₂ flux and, consequently, establish actions to mitigate CO₂ emissions in the Brazilian Pantanal biome. In the first chapter, fire outbreaks were detected using data from the MODIS MOD14/MYD14 algorithm, annual precipitation with CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data), and CO₂ flux via the MODIS/MODO9A1 product, and Gross Primary Production (GPP) via the MODIS/MOD17A2 product. The intensity of the burned area was also evaluated by the Δ NBR index and the risk areas were determined by the averages of these images. During the historical series, a total of 300,127 fires were detected throughout the Pantanal, where in 2020 it had the highest number of fires and the lowest accumulated precipitation. The years with the highest rainfall were 2014 and 2018. The year 2018 was also the second year with the highest GPP value. The Pettit test showed changes for 2008 and 2011 in relation to the variables CO₂ flow and GPP respectively. Principal component analysis (PCA) grouped fire outbreaks and precipitation on opposite sides, as well as GPP and CO₂ flux. There was a high negative correlation between fire outbreaks \times precipitation and GPP \times CO₂ flux. The years with the largest areas of the High Severity (AG), Moderate-High Severity (GMA) and Moderate-Low Severity (GMB) classes were in 2020 and 2019, respectively. The area's most vulnerable to serious fires were in the municipalities of Cáceres/MT, Poconé/MT and Corumbá/MS. The major fire catastrophe in 2020 is correlated with low rainfall in 2019, high rainfall in 2018 and

increased GPP, as well as environmentally unfavorable government policies. In chapter 2, in situ soil CO₂ measurements were made in four different UOS; soybeans, eucalyptus, pasture and native vegetation, all located in the Aquidauana municipality in Mato Grosso do Sul (MS). PCA was applied to verify the relationship between years and land use classes and, subsequently, evaluate the relationship between the variables analyzed via Pearson correlation. The highest emissions were detected in the soybean and pasture UOS, with a significant increase in emissions in 2023 for all UOS, possibly caused by excess soil moisture. Lower FCO₂ values were observed for eucalyptus cultivation and native vegetation, which indicates that these UOS act as CO₂ sinks. This discovery confirms that the preservation of native areas is fundamental to the objective of neutralizing C, and the cultivation of eucalyptus can also contribute to neutral C and the adoption of sustainable soil management practices reduces the release of CO₂ into the atmosphere.

Keywords: orbital sensors; spectral index; wetland; soil CO₂ efflux.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	12
1.2	Focos de Fogo	14
1.3	Fluxo de CO₂ e Gross Primary Production (GPP)	15
1.4	Razão Normalizada de Queima Diferenciada (ΔNBR)	16
1.5	Emissões de CO₂ do solo (FCO₂)	17
	REFERÊNCIAS	19
2	CAPÍTULO 1 – DINÂMICA DOS GRANDES DESASTRES AMBIETAIS ENVOLVENDO FOGO NO PANTANAL BRALEIRO	23
2.2	MATERIAL E MÉTODOS	27
2.2.1	Área de Estudo	27
2.2.4	eficiência do sequestro de carbono	29
2.2.4.1	<i>Fluxo de CO₂</i>	29
2.2.4.2	<i>Produção primária bruta (Gross Primary Production ,GPP)</i>	30
2.2.5	Avaliação da gravidade do incêndio utilizando a taxa de queima normalizada diferenciada (ΔNBR).	31
2.2.6	Determinando áreas de risco	32
2.3.2	Dados de focos de incêndio Análise de tendência	42
2.4	DISCUSSÃO	50
2.5	CONCLUSÃO	54
	REFERÊNCIAS	55
3	CAPÍTULO 2 – EMISSÕES DO CO₂ EM DIFERENTES USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO DO PANTANAL BRASILEIRO	62
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	66
3.2.1	Área de Estudo	66
3.2.2	Coleção de dados <i>in situ</i>	66
3.2.3	Avaliação da emissão, temperatura e umidade de CO₂ do solo	67
3.2.4	Análise estatística	68
3.3	RESULTADOS	69
3.4	DISCUSSÃO	73
3.5	CONCLUSÃO	76
	REFERÊNCIAS	77
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	82
5	RECOMENDAÇÕES FUTURAS	83

APÊNDICES	84
------------------------	-----------

1 INTRODUÇÃO GERAL

O Pantanal estende-se por cerca de 150.355 km², ocupando 1,76% do território brasileiro, com sua maior fração pertencente ao estado do Mato Grosso do Sul (MS). Além do Brasil, o Pantanal abrange outros dois países; Bolívia e Paraguai, sendo a maior área úmida do planeta (IBGE, 2019; Leal Filho *et al.*, 2021). Conhecido mundialmente pelos inúmeros serviços ecossistêmicos, com a economia estabelecida no ecoturismo e nos diferentes usos do solo (Teodoro *et al.*, 2024), principalmente para pecuária que ocupa cerca de 90% das terras do Pantanal (Bergier *et al.*, 2019).

Embora o bioma Pantanal seja rico em biodiversidade e inúmeros serviços ecossistêmicos. Em 2020, o Pantanal chamou atenção, por ter quase um terço de seu território em chamas (Libonati, 2020). Foram aproximadamente quatro milhões de hectares (ha) do território do Pantanal queimado (Tomas *et al.*, 2019). Associados especialmente às mudanças no uso e ocupação do solo e as condições climáticas atípicas do período com redução da precipitação e ocorrência de ondas de calor (Marengo *et al.*, 2021).

As zonas úmidas são ecossistemas singulares e devido aos extremos hidrológicos de cheia e seca podem fornecer feedbacks climáticos essenciais dos fluxos de C (Gorham, 1991; Liu *et al.*, 2020; Vourlitis *et al.*, 2004). As perdas de carbonos das zonas úmidas estão geralmente associadas a evasão de CO₂ do solo, regime pluviométrico de cheia- seca, trocas gasosas ar- água pela transpiração e respiração da vegetação, perda de C orgânico e inorgânico dissolvido e queima da biomassa (Lathuillière *et al.*, 2017).

No bioma Pantanal, pesquisas têm como foco o entendimento de como ciclo de CO₂ é afetado por diferentes agentes agrícola e ambientais (César dos Santos *et al.*, 2021; Dalmagro *et al.*, 2022; Moretti *et al.*, 2022; Pelissari *et al.*, 2023; Teodoro *et al.*, 2024). Estima se que as emissões florestais (incêndios, desmatamento e decomposição) juntamente com os diferentes LUCs tem contribuído com 24% do total das emissões globais de gases de efeito estufa (GEE) (IPCC, 2014; Waheed *et al.*, 2018). Do mesmo modo a mensuração dos impactos do uso e ocupação do solo (UOS) no clima local e global é importante para a compreensão do fatores das alterações climáticas e para aferir a pressão do impacto humano subjacente, do mesmo modo que os UOS podem contribuir com a mitigação ou regular o clima local diminuindo os impactos das alterações climáticas (Pongratz *et al.*, 2021).

Compreender as emissões CO₂ de incêndios e em diversos UOSs durante diferentes períodos, é imprescindível para delinear a gestão do C nos ecossistemas do bioma Pantanal. Neste contexto, técnicas de sensoriamento remoto orbital são amplamente utilizadas para monitoramento e mapeamento de incêndios e gravidade das queimadas, assim como para as

emissões de CO₂ decorrentes dos incêndios (Baek *et al.*, 2022; da Silva Junior *et al.*, 2020). assim como metodologia in situ usando uma câmara de efluxo do solo, é eficiente para avaliar a eficiência do processo de sequestro de C (Rossi *et al.*, 2023).

Por fim, a hipótese central deste trabalho consiste que os valores das emissões de CO₂ do bioma Pantanal brasileiro sofrem ações do regime de incêndios e dos diferentes usos e cobertura do solo no bioma. Em vista disso, esse estudo foi dividido em dois capítulos. No capítulo I os objetivos foram: (i) avaliar a relação entre focos de incêndio e absorção de carbono (GPP), precipitação e fluxo de CO₂; (ii) analisar a recuperação da vegetação usando a razão de queima normalizada diferenciada (ΔNBR) no Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022; e (iii) identificar áreas prioritárias, onde ocorreram as maiores intensidades de focos de incêndio, a fim de orientar políticas públicas no Brasil para manter a conservação local. O capítulo II teve como objetivos: i) estimar o modelo de fluxo de CO₂, temperatura (ST) e umidade do solo (UN); em dois anos seguidos (2022 e 2023); ii) analisar a relação entre essas variáveis em diferentes classes de uso e cobertura do solo e iii) detectar os UOS que possuem os maiores fluxo de CO₂ e, conseqüentemente estabelecer ações de mitigação de C no bioma Pantanal brasileiro.

1.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.2 Focos de Fogo

Os satélites TERRA (EOS AM), lançado em 1999 e AQUA (EOS PM) lançado em 2002, carregam a bordo o espectro espectrorradiômetro de imagem de resolução moderada (MODIS - Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer). O sensor MODIS fornece cobertura global a cada 1-2 dias e tem uma faixa de varredura de 2.330 km. Conforme os satélites percorrem a Terra capturam um “instantâneo” dos eventos térmicos. Cada ponto quente detectado aponta incêndios ou outras atividades térmicas (tais como, vulcões), corresponde ao centro de um pixel. No caso do sensor MODIS o pixel tem cerca de 1 km.

Os focos de fogo MODIS fornecem a localização de incêndios ativos, além de distribuição espacial e temporal iniciando-se nos anos 2000 (Heinsch *et al.*, 2003). A definição de incêndio é feita através por meio de um algoritmo contextual que identifica as emissões de radiação infravermelha média dos incêndios. Esse processo ocorre por meio das temperaturas de brilho derivadas das faixas do MODIS de 4 e 11 μm (Huang *et al.*, 2012).

A identificação dos focos ativos de fogo é feita através das anomalias térmicas por eles produzidas, onde o algoritmo faz comparações com a temperatura do fogo e compara com a temperatura do solo nas proximidades do incêndio, se a temperatura resultante for acima de um certo limite a anomalia térmica é definida como um incêndio ou um ponto quente (Çolak & Sunar, 2020). O algoritmo explora cada pixel e posteriormente classifica em: dados ausentes, nuvem, água, não fogo, fogo ou desconhecido. Os dados de refletância MODIS classificados como incêndios estão disponíveis em FIRMS Global (<https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>). E são amplamente utilizados em mapeamentos de incêndio, áreas florestais queimadas, zoneamento de risco de incêndio, análise de focos de incêndio e na caracterização dos regimes de incêndios global e local (Campagnolo *et al.*, 2021; Santana *et al.*, 2020).

As associações de produtos MODIS trazem importantes informações para estabelecer a intensidade do fogo, padrões de área queimada, dados históricos de incêndios e os padrões de tamanho do fogo (Silva *et al.*, 2021). Bem como compreender a influência climáticas nos eventos incendiários (Dong *et al.*, 2021). Além de trazer informações de lugares com carência de monitoramento e informações da ocorrência de incêndios (Bolaño-Díaz *et al.*, 2022). Fatos que demonstram que o mapeamento e o monitoramento preciso da ocorrência de incêndios são fundamentais para prevenção de incêndios assim como para a recuperação pós-incêndio (Neves *et al.*, 2023).

1.3 Fluxo de CO₂ e Gross Primary Production (GPP)

Os fluxos de C são caracterizados por variações espacial e temporal, associados ecossistemas demasiadamente dinâmicos e complexos, o que torna a mensuração dos fluxos de carbono difícil e complexa, desse modo diversas abordagens podem trazer resultados diferentes dos inúmeros fatores naturais e antropogênicos (Grassi *et al.*, 2022).

O CO₂ não é detectado de modo direto pelas imagens dos sensores orbitais, ele é o resultado de três processos; primeiro, através da fotossíntese, absorção de CO₂ e produção de oxigênio; segundo o processo de produção da biomassa vegetal; terceiro, a respiração conforme a nutrição dependente (Sur *et al.*, 2020).

A vegetação tem um fluxo bidirecional que absorve CO₂ atmosférico através da fotossíntese e devolve parte dele para a atmosfera por meio da respiração. A matéria vegetal produzida através da fotossíntese ou o carbono produzido através da circulação de CO₂ na atmosfera, é denominado de Produção primária bruta (GPP - Gross Primary Production) (Turner *et al.*, 2003). A quantidade total de matéria orgânica produzida pelas plantas através da absorção de CO₂ através da fotossíntese, ou a quantidade total de C gerada através da circulação de CO₂ na atmosfera, que é chamada GPP. Em meio a esses processos, a relação entre CO₂ e GPP pode ser expressa pela seguinte equação (Sur *et al.*, 2020).

O GPP é a taxa em que o CO₂ vigente na atmosfera é alterado em substância orgânica a partir da atividade fotossintética podendo ser medido por unidade de massa por área e tempo (Turner *et al.*, 2003). O GPP desempenha papel fundamental pelo fato de moderar a quantidade de CO₂ emitida por atividades antrópicas (Anav *et al.*, 2015; Joiner *et al.*, 2018).

O GPP é uma medida fundamental do fluxo de massa de carbono em pesquisas relacionadas ao ciclo de carbono, o qual representa o estabelecimento do carbono total pelos ecossistemas a partir da fotossíntese da vegetação (Wang *et al.*, 2012). É utilizado para quantificar a produtividade da vegetação, mudança de produção ao longo do período (Wagle *et al.*, 2014) e variações na captação de CO₂ a partir das mudanças no uso do solo.

A necessidade de estimar de forma precisa e quantitativa as variações temporais e espaciais da GPP está relacionada com a compreensão das funções do ecossistema e das estimativas de carbono com feedback das mudanças climáticas (Wagle *et al.*, 2014). Segundo o estudo de Xu *et al.*, (2020) as conversões de terras agrícolas em florestas, de terras agrícolas em pastagens e de terras não utilizadas em terras agrícolas tiveram maior probabilidade de promover o aumento do GPP. Tal resultado é importante para a promoção de políticas públicas visto que o GPP desempenha um papel importante como sumidouro de CO₂ da atmosfera.

1.4 Razão Normalizada de Queima Diferenciada (ΔNBR)

O índice Razão Normalizada de Queima Diferenciada, do inglês Differenced normalized burn rate (ΔNBR) é um índice espectral que foi elaborado para mensurar nível de gravidade de áreas queimadas em dados de SR. Devido a mudança da resposta espectral após a ocorrência de alguma perturbação (Santos *et al.*, 2020). Esta mudança, refere se a diferenciação de um pixel, em que na primeira imagem obtida encontrava se com a vegetação fotossinteticamente ativa, antes da aquisição da segunda imagem há uma ocorrência de algum evento degradativo (incêndios ou desmatamento), o que resulta na queda da atividade fotossintética da vegetação, indicando que houve danos, ou seja “gravidade ou severidade”. Do mesmo modo, o aumento da atividade fotossintética dentro do pixel será detectada pelo índice, calculados nas duas imagens, indicando a rebrota da vegetação (Miller; Thode, 2007).

O índice de ΔNBR utiliza se das bandas de infravermelho próximo (NIR) e do infravermelho de ondas curtas (SWIR1) e a soma de ambos Equações 1 e 2 (Ponomarev *et al.*, 2022). Onde NIR detecta a produtividade vegetal, pois é sensível à estrutura celular da vegetação, por outro lado o SWIR responde bem a umidade, carvão e solo exposto (Cansler & Mckenzie, 2012; Dindaroglu *et al.*, 2021; Meng & meentemeyer, 2011).

$$NBR = \frac{(NIR - SWIR)}{(NIR + SWIR)} \quad (1)$$

$$\Delta NBR = NBR_{PRE_FIRE} - NBR_{POST_FIRE} \quad (2)$$

Desse modo, ΔNBR consegue mensurar a mudança absoluta da reflectância pré e pós-incêndio (Soverel; Perrakis; Coops, 2010). Utilizando de uma abordagem direta e tendências computacionais simples (van Gerrevink; Veraverbeke, 2021). O que tornou o ΔNBR amplamente utilizado para classificação da gravidade das áreas queimadas em imagem orbitais (Chen *et al.*, 2011).

Embora o uso do índice ΔNBR se mostra eficiente, deve se ter em vista a complexidade da gravidade do fogo, pois o mesmo é uma variável contínua, onde é incluída uma ampla gama de possibilidades de respostas, quais podem ser afetadas afetada por inúmeros fatores, tais como; a combustão, a características do solo, a ΔNBR litologia, tempo de intervalo entre os incêndios, tipo de vegetação e outras coisas (Escuin, 2008). Relataram que a complexidade da gravidade das queimadas em áreas de preservação foi influenciada pelo

alto consumo da biomassa, Santos *et al.*, (2020) alertam para a análise da rebrota, pois altos índices de rebrota, também são encontrados em meses chuvosos, independente da ocorrência de alguma perturbação.

Embora a gravidade aconteça de forma contínua é usualmente agrupada em categorias para facilitar o entendimento dos danos e recuperação pós fogo (Miller & Thode, 2007). Um registro de longo prazo em áreas queimadas permite estimativas consistentes do mapeamento das áreas queimadas, assim como o acompanhamento da recuperação da estrutura vegetal (Loboda *et al.*, 2007).

1.5 Emissões de CO₂ do solo (FCO₂)

Os fluxos de CO₂ do solo ou respiração do solo (FCO₂) é o resultado da respiração das raízes da vegetação, transpiração radiculares, simbiontes radiculares e da decomposição da matéria orgânica do solo feita por organismos heterotrófico (Shabaga *et al.*, 2015). Essa troca de gases da superfície do solo exerce funções importantes em muitos processos; como o balanço de carbono do ecossistema e fornecimento de O₂ às raízes (Kursar, 1989). Desse modo, o fluxo de CO₂ do solo pode ser determinado como consumo de oxigênio (FO₂) e a produção de CO₂ juntamente com suas emissões FCO₂ em consequência dos processos metabólicos da biota do solo (Vicentini *et al.*, 2019).

Devido a sua origem de organismo vivos o FCO₂ sofre a influência de inúmeros fatores tais como; temperatura e teor de umidade do solo, condições edáficas, atributos químicos, geologia, comunidade vegetal, matéria orgânica, preparo do solo, estações climáticas, cultura cultivada entre outros (Akande *et al.*, 2023; Ameray *et al.*, 2021; Chen *et al.*, 2018; Levasseur *et al.*, 2023; Zegada-Lizarazu *et al.*, 2022).

Em vista disso, o FCO₂ responde a diferentes alterações nos ecossistemas, por exemplo em períodos de estiagem, há uma redução dos valores de FCO₂ devido a baixa atividade microbiana e radicular, e geralmente aumenta com o teor de umidade no solo. No entanto, em condições de alagamento há expressivas reduções das emissões de FCO₂ (He *et al.*, 2023; Heimann & Reichstein, 2008; Johnson *et al.*, 2013; Tang *et al.*, 2020; Yiqi & Zhou, 2010). Estes fatores climáticos, podem trazer alterações nos valores de FCO₂, pois regulam a temperatura e as taxas de umidade dos que por sua vez tem influência nas taxas metabólicas dos microrganismos na oscilação do FCO₂ na porosidade do solo (Akande *et al.*, 2023). Fato importante na gestão global do carbono pois o FCO₂ é a maior fonte de emissões de CO₂ dos ecossistemas terrestres (Subke; Bahn, 2010). Responsável por emissão de 68–90 Gt C ano⁻¹ (Liang *et al.*, 2016). E consequentemente mínimas alterações nas concentrações de FCO₂

podem afetar o CO₂ atmosférico.

REFERÊNCIAS

- AKANDE, Oluwabunmi J. *et al.* Meta-analysis shows forest soil CO_2 effluxes are dependent on the disturbance regime and biome type. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 26, n. 5, p. 765–777, 2023.
- AMERAY, Abderrahmane *et al.* Forest Carbon Management: a Review of Silvicultural Practices and Management Strategies Across Boreal, Temperate and Tropical Forests. **Current Forestry Reports**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 245–266, 2021.
- ANAV, Alessandro *et al.* Spatiotemporal patterns of terrestrial gross primary production: A review. **Reviews of Geophysics**, [s. l.], v. 53, n. 3, p. 785–818, 2015.
- BAEK, Seungil; LIM, Joongbin; KIM, Wonkook. Analysis on the Fire Progression and Severity Variation of the Massive Forest Fire Occurred in Uljin, Korea, 2022. **Forests**, [s. l.], v. 13, n. 12, 2022.
- BERGIER, Ivan *et al.* Could bovine livestock intensification in Pantanal be neutral regarding enteric methane emissions?. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 655, p. 463–472, 2019.
- BOLAÑO-DÍAZ, Sindy *et al.* Spatio-Temporal Characterization of Fire Using MODIS Data (2000–2020) in Colombia. **Fire**, [s. l.], v. 5, n. 5, p. 134, 2022.
- CAMPAGNOLO, M.L. *et al.* A comprehensive characterization of MODIS daily burned area mapping accuracy across fire sizes in tropical savannas. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 252, p. 112115, 2021.
- CANSLER, C. Alina; MCKENZIE, Donald. How Robust Are Burn Severity Indices When Applied in a New Region? Evaluation of Alternate Field-Based and Remote-Sensing Methods. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 456–483, 2012.
- CÉSAR DOS SANTOS, Alex *et al.* Uso da Técnica Wavelet para Análise da Concentração de CO_2 no Solo. **UNICIÊNCIAS**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 20–23, 2021.
- CHEN, Ji *et al.* A keystone microbial enzyme for nitrogen control of soil carbon storage. **Science Advances**, [s. l.], v. 4, n. 8, 2018.
- CHEN, Xuexia *et al.* Detecting post-fire burn severity and vegetation recovery using multitemporal remote sensing spectral indices and field-collected composite burn index data in a ponderosa pine forest. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 32, n. 23, p. 7905–7927, 2011.
- ÇOLAK, Emre; SUNAR, Filiz. The importance of ground-truth and crowdsourcing data for the statistical and spatial analyses of the NASA FIRMS active fires in the Mediterranean Turkish forests. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, [s. l.], v. 19, p. 100327, 2020.
- DA SILVA JUNIOR, Carlos Antonio *et al.* Persistent fire foci in all biomes undermine the Paris Agreement in Brazil. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 10, n. 1, 2020.
- DALMAGRO, Higo J. *et al.* Net carbon dioxide exchange in a hyperseasonal cattle pasture in the northern Pantanal wetland of Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 324, p. 109099, 2022.
- DINDAROGLU, Turgay *et al.* Evaluation of geomorphometric characteristics and soil properties after a wildfire using Sentinel-2 MSI imagery for future fire-safe forest. **Fire Safety Journal**, [s. l.], v. 122, 2021.

DONG, Xiao *et al.* Climate influence on the 2019 fires in Amazonia. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 794, p. 148718, 2021.

ESCUIN, S.; NAVARRO, R.; FERNÁNDEZ, P. Fire severity assessment by using NBR (Normalized Burn Ratio) and NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) derived from LANDSAT TM/ETM images. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 29, n. 4, p. 1053–1073, 2008.

GORHAM, Eville. Northern Peatlands: Role in the Carbon Cycle and Probable Responses to Climatic Warming. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 1, n. 2, p. 182–195, 1991.

GRASSI, Giacomo *et al.* Carbon fluxes from land 2000–2020: bringing clarity to countries' reporting. **Earth System Science Data**, [s. l.], v. 14, n. 10, p. 4643–4666, 2022.

HE, Ping *et al.* Seasonal Dynamics of Soil Respiration and Its Autotrophic and Heterotrophic Components in Subtropical Camphor Forests. **Forests**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 2397, 2023.

HEIMANN, Martin; REICHSTEIN, Markus. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. **Nature**, [s. l.], v. 451, n. 7176, p. 289–292, 2008.

HEINSCH, Faith Ann *et al.* User 's Guide NASA MODIS Land Algorithm Joseph Glassy. [s. l.], v. 4, n. January, 2003.

HUANG, Xin *et al.* A high-resolution emission inventory of crop burning in fields in China based on MODIS Thermal Anomalies/Fire products. **Atmospheric Environment**, [s. l.], v. 50, p. 9–15, 2012.

IBGE. **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000**. IBGE, Coored. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101676.pdf>.

IPCC, IPCC. **Climate change 2014: Synthesis report. Contribution of working groups I, II and III to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. [S. l.]: Ipc Geneva, Switzerland, 2014.

JOHNSON, Mark S. *et al.* Soil CO₂ Dynamics in a Tree Island Soil of the Pantanal: The Role of Soil Water Potential. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 8, n. 6, p. e64874, 2013.

JOINER, Joanna *et al.* Estimation of Terrestrial Global Gross Primary Production (GPP) with Satellite Data-Driven Models and Eddy Covariance Flux Data. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 10, n. 9, p. 1346, 2018.

KURSAR, T. A. Evaluation of soil respiration and soil CO₂ concentration in a lowland moist forest in Panama. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 113, n. 1, p. 21–29, 1989.

LATHUILLIÈRE, Michael J. *et al.* Soil CO₂ concentrations and efflux dynamics of a tree island in the Pantanal wetland. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, [s. l.], v. 122, n. 8, p. 2154–2169, 2017.

LEAL FILHO, Walter *et al.* Fire in Paradise: Why the Pantanal is burning. **Environmental Science and Policy**, [s. l.], v. 123, p. 31–34, 2021.

LEVASSEUR, Patrick A. *et al.* Soil carbon pools and fluxes following the greening of a mining and smelting degraded landscape. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 904, p. 166734, 2023.

LIANG, Zhiwu *et al.* Review on current advances, future challenges and consideration issues for post-combustion CO₂ capture using amine-based absorbents. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, [s. l.], v. 24, n. 2, p. 278–288, 2016.

- LIBONATI, Renata; DaCamara, Carlos C.; Peres, Leonardo F.; de Carvalho, Lino A. Sander; Garcia Leticia C. Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. **Nature**, [s. l.], 2020.
- LIU, Liang; WANG, Hou-jun; YUE, Qi. China's coastal wetlands: Ecological challenges, restoration, and management suggestions. **Regional Studies in Marine Science**, [s. l.], v. 37, p. 101337, 2020.
- LOBODA, T.; O'NEAL, K.J.; CSISZAR, I. Regionally adaptable dNBR-based algorithm for burned area mapping from MODIS data. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 109, n. 4, p. 429–442, 2007.
- MARENGO, Jose A. *et al.* Extreme Drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: Characterization, Causes, and Impacts. **Frontiers in Water**, [s. l.], v. 3, 2021.
- MENG, Qingmin; MEENTEMEYER, Ross K. Modeling of multi-strata forest fire severity using Landsat TM data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 120–126, 2011.
- MILLER, Jay D.; THODE, Andrea E. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 109, n. 1, p. 66–80, 2007.
- MORETTI, Victor G. *et al.* Emission and mitigation of CO₂ and CH₄ produced by cattle: a case study in the Brazilian Pantanal. *In: [S. l.: s. n.]*, 2022. p. 1849–1854.
- NEVES, Alana K. *et al.* A Landsat-based atlas of monthly burned area for Portugal, 1984–2021. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 119, p. 103321, 2023.
- PELLISSARI, Tatiane Deoti *et al.* Dynamics of major environmental disasters involving fire in the Brazilian Pantanal. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 21669, 2023.
- PONGRATZ, Julia *et al.* Land Use Effects on Climate: Current State, Recent Progress, and Emerging Topics. **Current Climate Change Reports**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 99–120, 2021.
- PONOMAREV, Evgenii; ZABRODIN, Andrey; PONOMAREVA, Tatiana. Classification of Fire Damage to Boreal Forests of Siberia in 2021 Based on the dNBR Index. **Fire**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 19, 2022.
- ROSSI, Fernando Saragosa *et al.* Implications of CO₂ emissions on the main land and forest uses in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, [s. l.], v. 227, p. 115729, 2023.
- SANTANA, Nickolas Castro *et al.* Accuracy and spatiotemporal distribution of fire in the Brazilian biomes from the MODIS burned-area products. **International Journal of Wildland Fire**, [s. l.], v. 29, n. 10, p. 907, 2020.
- SANTOS, Sarah Moura B. dos *et al.* Assessment of Burned Forest Area Severity and Postfire Regrowth in Chapada Diamantina National Park (Bahia, Brazil) Using dNBR and RdNBR Spectral Indices. **Geosciences**, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 106, 2020.
- SHABAGA, Jason A. *et al.* Seasonal controls on patterns of soil respiration and temperature sensitivity in a northern mixed deciduous forest following partial-harvesting. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 348, p. 208–219, 2015.
- SILVA, Patrícia S. *et al.* Putting fire on the map of Brazilian savanna ecoregions. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 296, p. 113098, 2021.

- SOVEREL, Nicholas O.; PERRAKIS, Daniel D.B.; COOPS, Nicholas C. Estimating burn severity from Landsat dNBR and RdNBR indices across western Canada. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 114, n. 9, p. 1896–1909, 2010.
- SUBKE, Jens-Arne; BAHN, Michael. On the ‘temperature sensitivity’ of soil respiration: Can we use the immeasurable to predict the unknown? **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 42, n. 9, p. 1653–1656, 2010.
- SUR, Chanyang *et al.* Soil Moisture–Vegetation–Carbon Flux Relationship under Agricultural Drought Condition using Optical Multispectral Sensor. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 12, n. 9, p. 1359, 2020.
- TANG, Xiaolu *et al.* Global patterns of soil heterotrophic respiration – A meta-analysis of available dataset. **CATENA**, [s. l.], v. 191, p. 104574, 2020.
- TEODORO, Paulo Eduardo *et al.* Soil CO₂ emissions under different land-use managements in Mato Grosso do Sul, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 434, p. 139983, 2024.
- TOMAS, Walfrido M. *et al.* **Sustainability Agenda for the Pantanal Wetland: Perspectives on a Collaborative Interface for Science, Policy, and Decision-Making**. [S. l.]: SAGE Publications Inc., 2019.
- TURNER, David P. *et al.* Scaling Gross Primary Production (GPP) over boreal and deciduous forest landscapes in support of MODIS GPP product validation. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 88, n. 3, p. 256–270, 2003.
- VAN GERREVINK, Max J.; VERAVERBEKE, Sander. Evaluating the Hyperspectral Sensitivity of the Differenced Normalized Burn Ratio for Assessing Fire Severity. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 13, n. 22, p. 4611, 2021.
- VICENTINI, Maria Elisa *et al.* CO₂ emission and its relation to soil temperature, moisture, and O₂ absorption in the reforested areas of Cerrado biome, Central Brazil. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 444, n. 1–2, p. 193–211, 2019.
- VOURLITIS, George L. *et al.* EFFECTS OF METEOROLOGICAL VARIATIONS ON THE CO₂ EXCHANGE OF A BRAZILIAN TRANSITIONAL TROPICAL FOREST. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 14, n. sp4, p. 89–100, 2004.
- WAGLE, Pradeep *et al.* Sensitivity of vegetation indices and gross primary production of tallgrass prairie to severe drought. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 152, p. 1–14, 2014.
- WAHEED, Rida *et al.* Forest, agriculture, renewable energy, and CO₂ emission. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 172, p. 4231–4238, 2018.
- WANG, Y. P. *et al.* Correlations among leaf traits provide a significant constraint on the estimate of global gross primary production. **Geophysical Research Letters**, [s. l.], v. 39, n. 19, 2012.
- XU, Xiaojun *et al.* Combined MODIS land surface temperature and greenness data for modeling vegetation phenology, physiology, and gross primary production in terrestrial ecosystems. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 726, p. 137948, 2020.
- YIQI, Luo; ZHOU, Xuhui. **Soil respiration and the environment**. [S. l.]: Elsevier, 2010.
- ZEGADA-LIZARAZU, Walter *et al.* The effects of integrated food and bioenergy cropping systems on crop yields, soil health, and biomass quality: The EU and Brazilian experience. **GCB Bioenergy**, [s. l.], v. 14, n. 5, p. 522–538, 2022.

2 CAPÍTULO 1 – DINÂMICA DOS GRANDES DESASTRES AMBIENTAIS ENVOLVENDO FOGO NO PANTANAL BRALEIRO

RESUMO¹

A catástrofe ambiental de 2020 no Pantanal evidenciou a fragilidade das políticas e práticas ambientais de manejo e combate a incêndios neste bioma. Portanto, é fundamental conhecer as causas e circunstâncias que potencializam estes incêndios. Este estudo teve como objetivo: (i) avaliar a relação entre focos de incêndio e absorção de carbono (GPP), precipitação e fluxo de dióxido de carbono (CO₂); (ii) analisar a recuperação da vegetação usando a razão de queima normalizada diferenciada (Δ NBR) no Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022; e (iii) identificar áreas prioritárias, onde ocorreram as maiores intensidades de focos de incêndio, a fim de orientar políticas públicas no Brasil para manter a conservação local. Para tanto, foram detectados focos de incêndio utilizando dados do algoritmo MODIS MOD14/MYD14, precipitação anual com CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data), e fluxo de CO₂ utilizando o produto MODIS/MODO9A1, e Produção Primária Bruta (GPP) com o produto MODIS/MOD17A2. A gravidade da área queimada também foi avaliada pelo índice Δ NBR e as áreas de risco foram determinadas pelas médias dessas imagens. Durante a série histórica estudada, foram detectados um total de 300.127 focos de incêndio em todo o Pantanal, onde 2020 teve o maior número de focos e a menor precipitação acumulada. Os anos com maior precipitação foram 2014 e 2018. O ano de 2018 foi também o segundo ano com maior valor de GPP. O teste Pettit mostrou tendência para 2008 e 2011 quanto aos pontos de mudança nas variáveis fluxo de CO₂ e GPP. A análise de componentes principais agrupou focos de incêndio e precipitação em lados opostos, bem como GPP e fluxo de CO₂, enquanto Δ NBR agrupou as classes HS, MHS e MLS com os anos de 2020, 2019, 2002 e 2021. Houve uma alta correlação negativa entre os focos de incêndio \times precipitação e GPP \times fluxo de CO₂. Os anos com maiores áreas das classes de Gravidade Alta (HS), Gravidade Moderada-Alta (MHS) e Gravidade Moderada-Baixa (MLS) foram 2020 e 2019, respectivamente. As áreas mais vulneráveis a incêndios graves foram os municípios de Cáceres, Poconé e Corumbá. A grande catástrofe de incêndio em 2020 está correlacionada com a baixa precipitação em 2019, a elevada precipitação em 2018 e o aumento do PIB, bem como com políticas governamentais desfavoráveis ao ambiente.

Palavras-chave: fluxo de CO₂; produção primária bruta (GPP); gravidade da área queimada;

¹ Trabalho publicado na Scientific Reports
<https://doi.org/10.1038/s41598-023-49154-6>

áreas mais vulneráveis a incêndios graves.

2.1 INTRODUÇÃO

O Pantanal é a maior planície inundável do planeta e abriga uma rica biodiversidade, comunidades ribeirinhas, povos indígenas e quilombolas. Sua principal atividade econômica é a pecuária, que pode ser considerada sustentável pela exploração de pastagens nativas. Em 2020, os incêndios no Pantanal chamaram a atenção mundial pelo seu impacto e degradação ambiental, com milhões de animais silvestres mortos e uma vasta área afetada. Aproximadamente quatro milhões de hectares de floresta e cerrado foram queimados (da Silva Junior *et al.*, 2020; Libonati *et al.*, 2020; Tomas *et al.*, 2021). Contudo, já havia ocorrido um aumento significativo de incêndios nos anos anteriores (Arruda *et al.*, 2016), bem como de sua frequência, com quatro grandes incêndios registrados nos últimos 14 anos no bioma (García-Llamas *et al.*, 2019).

A queima para limpar pastagens é uma prática comum na região, e quando aplicada de forma inadequada e combinada com as condições climáticas, mudanças no uso da terra e políticas de conservação inadequadas levam ao aumento da ocorrência e intensidade de incêndios florestais (Agbeshie *et al.*, 2022; Mataveli *et al.*, 2021; Zhongming *et al.*, 2019). Esses incêndios recorrentes promovem perda de biodiversidade, substituição de espécies nativas por espécies invasoras, alterações nos processos ecológicos, impacto na qualidade da água, bem como alterações nas propriedades do solo (Baek; Lim; Kim, 2022; Bergier *et al.*, 2019; Fernandez *et al.*, 2021; Gomes *et al.*, 2022; Leal Filho *et al.*, 2021). Além disso, as emissões de gases de efeito estufa (GEE) resultantes dessas queimadas prejudicam os acordos climáticos assinados pelo Brasil (Arruda *et al.*, 2016).

O monitoramento das áreas queimadas, do comportamento da vegetação e da extensão das emissões de GEE é essencial para a elaboração de políticas públicas que possam, pelo menos, minimizar os efeitos de grandes incêndios como os ocorridos em 2020. Devido à sua capacidade de detecção em larga escala, as técnicas de sensoriamento remoto (RS) são utilizadas para mapear a gravidade e progressão do fogo, bem como para estimar as emissões de dióxido de carbono (CO₂) (Etchells *et al.*, 2020; Silva Junior *et al.*, 2022). Além disso, o impacto dos diferentes níveis de incêndios na vegetação e nos sistemas ecológicos é mal compreendido (Keeley, 2009), uma vez que a gravidade dos incêndios está relacionada com as alterações, perda ou consumo de matéria orgânica sob ou no solo (Giddey *et al.*, 2022). Os dados sobre a severidade da vegetação, juntamente com as estimativas das emissões de CO₂ provenientes dos incêndios ambientais, são cruciais para conceber a recuperação dos ecossistemas danificados

pelos incêndios (Parks *et al.*, 2014).

Diversos modelos espectrais têm sido utilizados para monitorar incêndios, gravidade de áreas queimadas e emissões de CO₂ por sensores orbitais. Índices de vegetação baseados em dados ópticos de sensores passivos são utilizados para avaliar a gravidade dos incêndios (Giddey *et al.*, 2022), principalmente no comprimento de onda do infravermelho próximo. Por exemplo, a taxa de queima relativizada (RBR) - (Miller *et al.*, 2009), a taxa de queima relativa (Δ NBR) (Key, 2006), e a taxa de queima normalizada diferenciada (Δ NBR) (Ponomarev *et al.*, 2022) podem ser usadas para esse fim.

Esses índices classificam o grau de dano pós-incêndio usando índices multiespectrais calculados como a razão entre a diferença na refletância das bandas do infravermelho próximo (nir) e do infravermelho de ondas curtas (swir) e a soma da refletância das bandas nir e swir (Van Der Velde *et al.*, 2021; Van Gerrevink & Veraverbeke, 2021). em suma, este índice avalia as alterações na refletância da vegetação e do solo causadas pelos incêndios, uma vez que a refletância das bandas espectrais swir aumenta antes e depois do incêndio, enquanto a refletância nir diminui (Teodoro *et al.*, 2022).

A avaliação das alterações na Produção Primária Bruta (PPB) antes e depois de um incêndio também pode ser utilizada como forma de avaliar a severidade da queima da vegetação (Gomes *et al.*, 2021), associando-a à biomassa (Ueyama *et al.*, 2019). Depois que o PPB diminui quando a vegetação é queimada, ele aumenta quando a vegetação se recupera e volta a crescer (Xiao *et al.*, 2020). Assim, os incêndios e as secas graves têm um impacto significativo na vegetação e, por conseguinte, no GPP (Zheng *et al.*, 2021). Além disso, na área queimada há um aumento na absorção de CO₂ como resultado da regeneração da vegetação e da recuperação do ecossistema pós-fogo (Živanović *et al.*, 2020). O impacto do fogo na vegetação também depende do teor de humidade da matéria orgânica do solo e da atmosfera, e a duração e intensidade da estação seca torna os materiais combustíveis mais áridos e favoráveis à queima (Trauernicht, 2019). Outro fator importante é que o excesso de chuva pode aumentar a biomassa da vegetação e, portanto, aumentar os incêndios nos anos subseqüentes de seca severa (Romano & Ursino, 2020), influenciando a ocorrência de incêndios de diferentes formas, escalas e perspectivas (Martins & Baptista, 2013).

Compreender a dinâmica dos eventos que podem promover grandes incêndios no Pantanal é crucial para o desenvolvimento de estratégias de prevenção desses desastres ambientais e sua contribuição para o aquecimento global. Essas informações são essenciais para a tomada de decisão, onde o planejamento inclui a recuperação de áreas altamente degradadas e o manejo do fogo em áreas não queimadas, levando em consideração a escala de tempo para

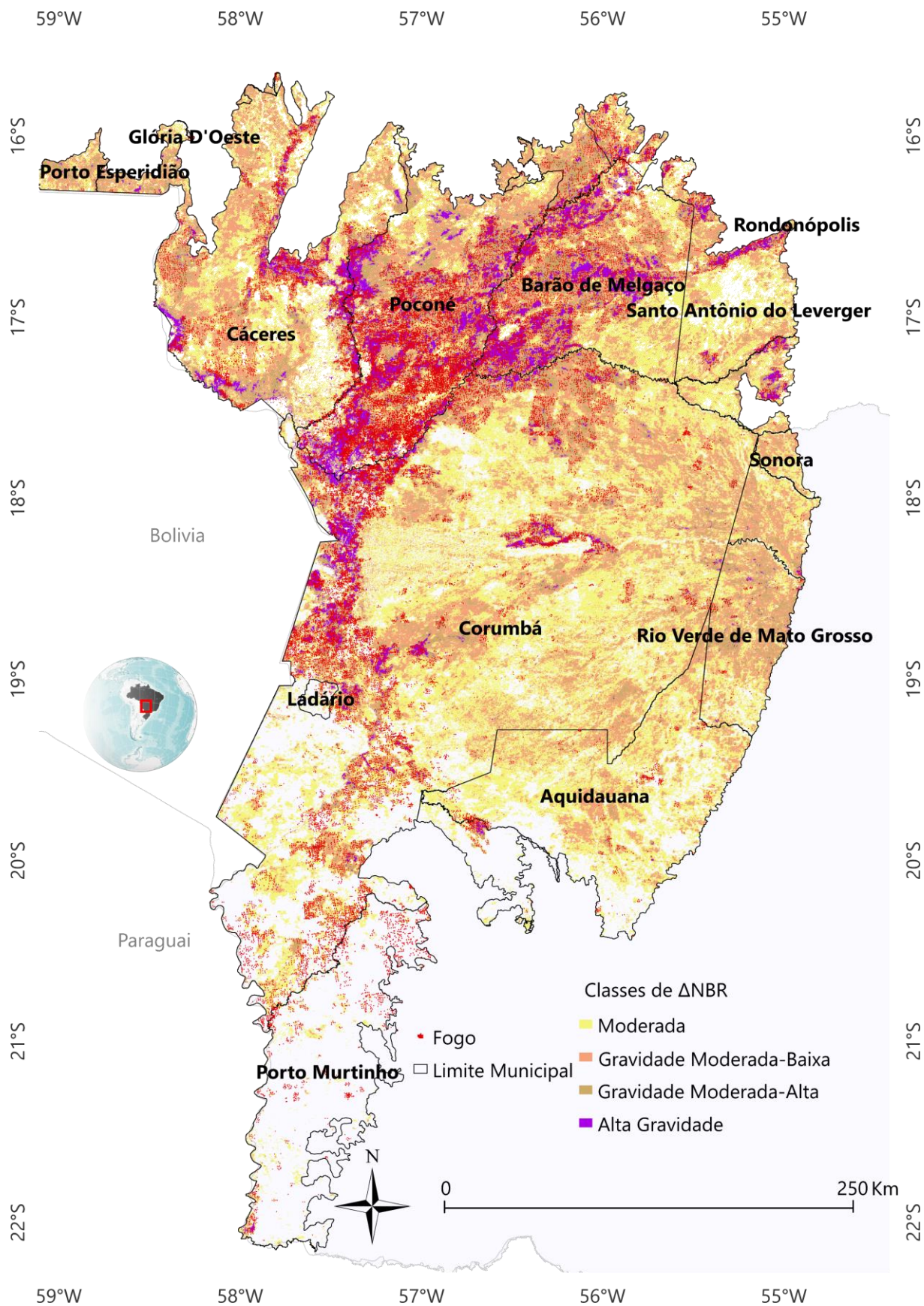
priorizar ações de curto e longo prazo (Martins & Baptista, 2013). Este estudo tem como objetivo identificar áreas com alto risco de incêndio, a fim de estabelecer municípios prioritários para ações de prevenção e combate a incêndios no bioma Pantanal. Portanto, este estudo teve como objetivos: (i) avaliar a relação entre focos de incêndio e absorção de carbono (GPP), precipitação e fluxo de dióxido de carbono (CO_2); (ii) analisar a recuperação da vegetação usando taxas de queima normalizadas diferenciadas (ΔNBR) no Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022; e (iii) identificar áreas prioritárias, onde ocorreram as maiores intensidades de focos de incêndio, a fim de orientar políticas públicas no Brasil para manter a conservação local.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de Estudo

A área de estudo compreende o bioma Pantanal brasileiro (Figura 1), localizado na região central do continente sul-americano, na bacia do rio Alto Paraguai, entre as coordenadas geográficas 22° 0' 0" S e 55° 0' 0" W, abrangendo uma área de 138.183 km² entre os estados de Mato Grosso do Sul (65%) e Mato Grosso (35%) (IBGE, 2019). Segundo a classificação de Köppen-Geiger, o clima do Pantanal é Aw, um clima tropical com estação chuvosa no verão e inverno seco (Alvares *et al.*, 2013). A precipitação anual é de 2.000mm nas áreas de planalto, de 1.800 mm no norte-nordeste e sul, e de 900 mm no Pantanal central (900 mm) (Lázaro *et al.*, 2020)

Figura 1 – Área de estudo compreende o bioma Pantanal, delimitado pelos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul.



Fonte: elaboração própria.

Notas: A figura apresenta os focos de incêndio utilizando os produtos MODIS Thermal Anomalies/Fire Locations, e as classes do índice Δ NBR utilizando os produtos MODIS/MOD13Q1. Para elaboração da imagem foi utilizado o QGIS disponível através da plataforma Google Earth Engine (Google, <https://earthengine.google.com/>) através do conjunto de dados disponível em ee.Image (“MODIS/061/MOD14A1”).

2.2.2 Dados de focos de incêndio

Espectroscopia Os dados dos focos de incêndio foram calculados via sensor MODIS MCD14DL (TERRA/AQUA). No estudo usou a coleção 6 - Anomalias térmicas/locais de incêndio MODIS em tempo quase real (NRT) - processadas pelo Land, Atmosphere da NASA. As anomalias térmicas/fogo ativo representam o centro do pixel de 1 km que é sinalizado pelo algoritmo MODIS MOD14/MYD14 (Heinsch *et al.*, 2003).

A base de dados final consistiu em uma base de dados de 2001 a 2022 contendo fire_archive_M6 = Anomalias Térmicas/Locais de Incêndio de qualidade padrão MODIS processada pela Universidade de Maryland com um atraso de três meses e distribuída pela plataforma FIRMS. O período de tempo dos focos de incêndio foi definido do primeiro dia do ano ao último dia de cada ano (1º de janeiro a 31 de dezembro), que é a série temporal para toda a área do bioma Pantanal brasileiro.

2.2.3 Análise de frequência de precipitação usando dados CHIRPS

A plataforma Google Earth Engine (GEE) foi usada para extrair os valores de precipitação do conjunto de dados CHIRPS (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data) usando programação de código JavaScript. O conjunto de dados fornece valores diários de precipitação em mm/dia com pixels de 5,566 km (de Oliveira-Júnior *et al.*, 2021). As imagens foram recortadas para a área de estudo e exportadas em formato “.tif” para processamento no software, utilizando o software QGIS versão 3.28, e correlacionadas com demais dados. Além disso, foi extraída a soma da precipitação mensal e anual de 2001 a 2022 para todo o bioma Pantanal brasileiro.

2.2.4 eficiência do sequestro de carbono

2.2.4.1 Fluxo de CO₂

Dados do sensor MODIS orbitado pelos satélites TERRA e AQUA foram utilizados para monitorar o fluxo de CO₂, utilizando imagens de refletância corrigida orbitalmente com no máximo 20% de nuvens em cada pixel, utilizando a plataforma Google Earth Engine,

acessando o produto MODO9A1 para obter toda a série temporal, utilizando a mesma metodologia utilizada por (Rossi *et al.*, 2022). A dinâmica do sequestro de carbono no bioma Pantanal foi avaliada ao longo dos anos da série histórica. Para tanto, foi utilizado o modelo de índice de fluxo de CO₂ (Della-Silva *et al.*, 2022; Rahman *et al.*, 2001). O objetivo deste modelo é medir a eficiência do processo de sequestro de carbono pela vegetação, ou seja, a taxa fotossintética durante o processo fotossintético. Será calculado o Índice de Vegetação Fotossintética – PRI (Equação 1) (Gamon *et al.*, 1997). As bandas espectrais verde e azul foram utilizadas para produzir este índice. O PRI estima os pigmentos carotenóides na folhagem. Estes pigmentos, por sua vez, indicam a taxa de armazenamento de dióxido de carbono nas folhas (Abdel Rahman *et al.*, 2021).

$$PRI = \frac{A - Ve}{A + Ve} \quad (1)$$

A, refletância na faixa azul; Ve, refletância na faixa verde.

Contudo, os resultados do PRI precisam ser redimensionados, e assim resulta em valores positivos. Para tanto, é necessário gerar o sPRI (Equação 2) (Martins & Baptista, 2013).

$$sPRI = \frac{(PRI + 1)}{2} \quad (2)$$

Assim, o modelo do índice de fluxo de CO₂ (μmol. m⁻².s⁻¹) será o resultado da multiplicação entre NDVI e sPRI, no qual existe uma relação entre o índice PRI, que indica a eficiência do uso da luz na fotossíntese, com NDVI, que indica o vigor da vegetação fotossinteticamente ativa, na qual pode ser capaz de capturar absorções provenientes do sequestro de carbono. Assim, a melhor correlação é dada na Equação 3 (Della-Silva *et al.*, 2022; Rahman *et al.*, 2001; Santos, 2017).

$$CO_2FLUX = 13.63 - (66.207 \cdot (NDVI \cdot sPRI)) \quad (3)$$

2.2.4.2 Produção primária bruta (Gross Primary Production, GPP)

MOD17A2 O produto da produção primária bruta é um composto cumulativo de valores GPP com base no uso eficiente da radiação pela vegetação (ε). Por esta lógica, a produção primária está relacionada à radiação fotossinteticamente ativa absorvida (Equação 4).

$$GPP = \varepsilon \cdot PA \cdot FPAR \quad (4)$$

Um grande desafio na utilização destes modelos é obter a eficiência de utilização da luz

“ ε ” em grandes áreas devido à sua dependência de fatores ambientais e da própria vegetação (Field *et al.*, 1995). Uma das soluções consiste em relacionar “ ε ” de acordo com o seu valor máximo (ε_{max}) adicionando mais contribuições ambientais sintetizadas pela temperatura mínima do ar ($T_{minscalar}$) e pelo estado da água na vegetação (Equação 5).

$$\varepsilon = \varepsilon_{max} \cdot T_{minscalar} \cdot VPD_{scalar} \quad (5)$$

Neste estudo foi utilizado o MODIS GPP versão 6.1 em conjunto com a plataforma GEE. Os valores de pixel com referência aos números digitais da imagem MODIS foram convertidos em valores biofísicos (kg C m^{-2}) na escala 0,0001 (Heinsch *et al.*, 2003), valores GPP foram transformados em valores médios de 8 dias medidos em $\text{kg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Equação 6).

$$GPP (\text{kg C. m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}) = \frac{GPP * 0.001}{8} \quad (6)$$

2.2.5 Avaliação da gravidade do incêndio utilizando a taxa de queima normalizada diferenciada (ΔNBR).

A severidade da área queimada ou ΔNBR pode ser definida como a diferença entre a NBR pré-incêndio e a NBR pós-incêndio. Um valor ΔNBR alto indica danos graves por incêndio e um ΔNBR negativo indica uma alta taxa de crescimento da vegetação após a ocorrência da queimada.








A gravidade da queimadura foi mapeada usando o índice bitemporal baseado em NBR (ΔNBR). As métricas de severidade do incêndio baseiam-se na taxa de queima normalizada (NBR, Equação 7) (Holsinger *et al.*, 2022), que inclui a taxa de queima normalizada delta (ΔNBR , Equação 8) (Key, 2006). Os valores podem ser obtidos aplicando os comprimentos de onda curta (SWIR) e infravermelho próximo (NIR), pois áreas danificadas por incêndios costumam apresentar valores de refletância elevados na faixa SWIR e valores baixos na faixa NIR. Por outro lado, a vegetação saudável é identificada com altos valores de refletância na faixa NIR e baixos valores na faixa SWIR (Dindaroglu *et al.*, 2021) e, uma vez que a banda NIR é sensível ao teor de clorofila na vegetação e a banda SIWR é adequada para identificar o teor de umidade na vegetação e no solo (Meng & Meentemeyer, 2011). Conseqüentemente, a diferenciação entre áreas queimadas e vegetação saudável pode ser determinada pelos altos valores nas regiões espectrais NIR ou SWIR (Hudak *et al.*, 2006).

$$NBR = \frac{(NIR - SWIR)}{(NIR + SWIR)} \quad (7)$$

$$\Delta NBR = NBR_{PRE_FIRE} - NBR_{POST_FIRE} \quad (8)$$

O processo de classificação da severidade dos incêndios em vegetação utilizando o índice ΔNBR foi realizado pixel a pixel utilizando imagens MODIS/MOD13Q1. As imagens foram adquiridas no período anterior e posterior à temporada de incêndios (maio a novembro) no Pantanal durante a série temporal de 2001 a 2022, utilizando a plataforma GEE. Os valores da classe do índice ΔNBR de acordo com 85 onde um valor alto de ΔNBR indica queimadas severas e valores negativos indicam alta taxa de rebrota e crescimento após incêndios (Tabela 3), de acordo com (Sukojo & Arimurti, 2021).

Tabela 1 – Classificação do índice ΔNBR utilizando o Google Earth Engine.

Nível de severidade	Faixa ΔNBR (Escala para 10^3)	Faixa ΔNBR (Sem escala)
 Alta Regeneração Aprimorada (ARA)	-500 to -251	-0,500 to 0,251
 Baixo Crescimento Aprimorado (BCA)	-250 to -101	-0,100 to -1,101
 Não Queimado (NQ)	-100 to + 99	-0,100 to +0.99
 Baixa Gravidade (BG)	+100 to +269	+0,100 to 0.269
 Gravidade Moderada-Baixa (GMB)	+270 to +439	+0,270 to +0.439
 Gravidade Moderada-Alta (GMA)	+440 to + 659	+ 0,400 to +0.659
 Alta Gravidade (AG)	+660 to +1300	+0,660 to +1.300

Fonte: Sukojo & Arimurti, (2021).

2.2.6 Determinando áreas de risco

Para determinar as áreas de risco, que são áreas com maior probabilidade de incêndios ambientais, foram separadas as classes GMB, GMA e AG da classificação ΔNBR para cada ano da série temporal, e em seguida foi feita a média para o estudo período, indicando os focos de queimadas frequentes no bioma Pantanal.

Inicialmente, foi construído o gráfico boxplot para mostrar o comportamento das classes do índice ΔNBR avaliadas ao longo da série temporal utilizando o pacote GGPlot2 (Wickham, 2014), no software R. Posteriormente, o teste de Mann-Kendall ao nível de 5% de probabilidade foi utilizado para identificar tendências ao longo da série temporal (2001-2022)

para cada variável (Produção Primária Bruta, precipitação e fluxo de CO₂ e as classes Δ NBR) - (Kendall, 1975 & Mann, 1945) .Por fim, os dados foram submetidos ao teste Pettitt 89 a 5% de probabilidade, que identifica o ponto em que ocorre uma mudança brusca na média de uma série temporal. Para ambos os testes, as análises foram realizadas no software Rbio (Bhering, 2017).

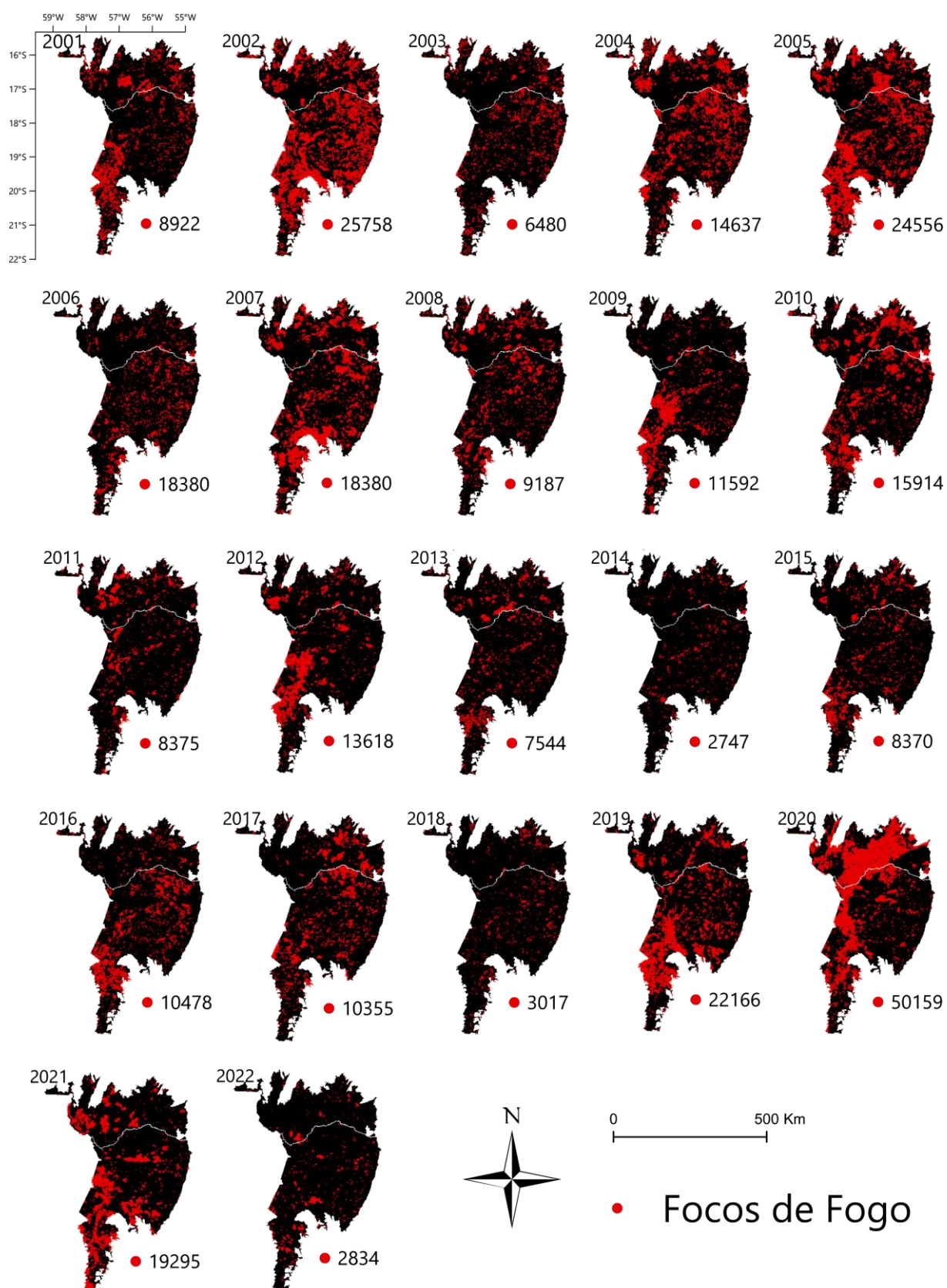
A PCA é uma análise estatística multivariada que converte um conjunto de dados original (X_1, X_2, \dots, X_p) em outro conjunto de dados do mesmo tamanho (Y_1, Y_2, \dots, Y_p), reduzindo o volume de dados com perda mínima de informações. Os componentes principais provêm da combinação linear das variáveis originais, que são independentes entre si, retendo o máximo de informação (Regazzi & Cruz, 2020)

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Análise exploratória dos dados

De 2001 a 2022, foram detectados 300.127 focos de incêndio em todo o bioma Pantanal brasileiro (Figura 2). O ano com maior número absoluto de focos de incêndio foi 2020, com 50.159 focos. Este ano também teve a maior média da série histórica (4.106,08) junto com 2002 (2.150,58) (Tabela APÊNDICE 1). O Estado mais afetado foi Mato Grosso do Sul (MS), com 201.542 focos, que representaram 67% do total de focos. Ao analisar o número de focos de incêndio por km², MS também apresentou os maiores valores, 0,021 por km², enquanto Mato Grosso (MT) teve 0,018 por km² (Tabela Apêndice 2).

Figura 2 – Monitoramento de focos de incêndio no bioma Pantanal brasileiro.



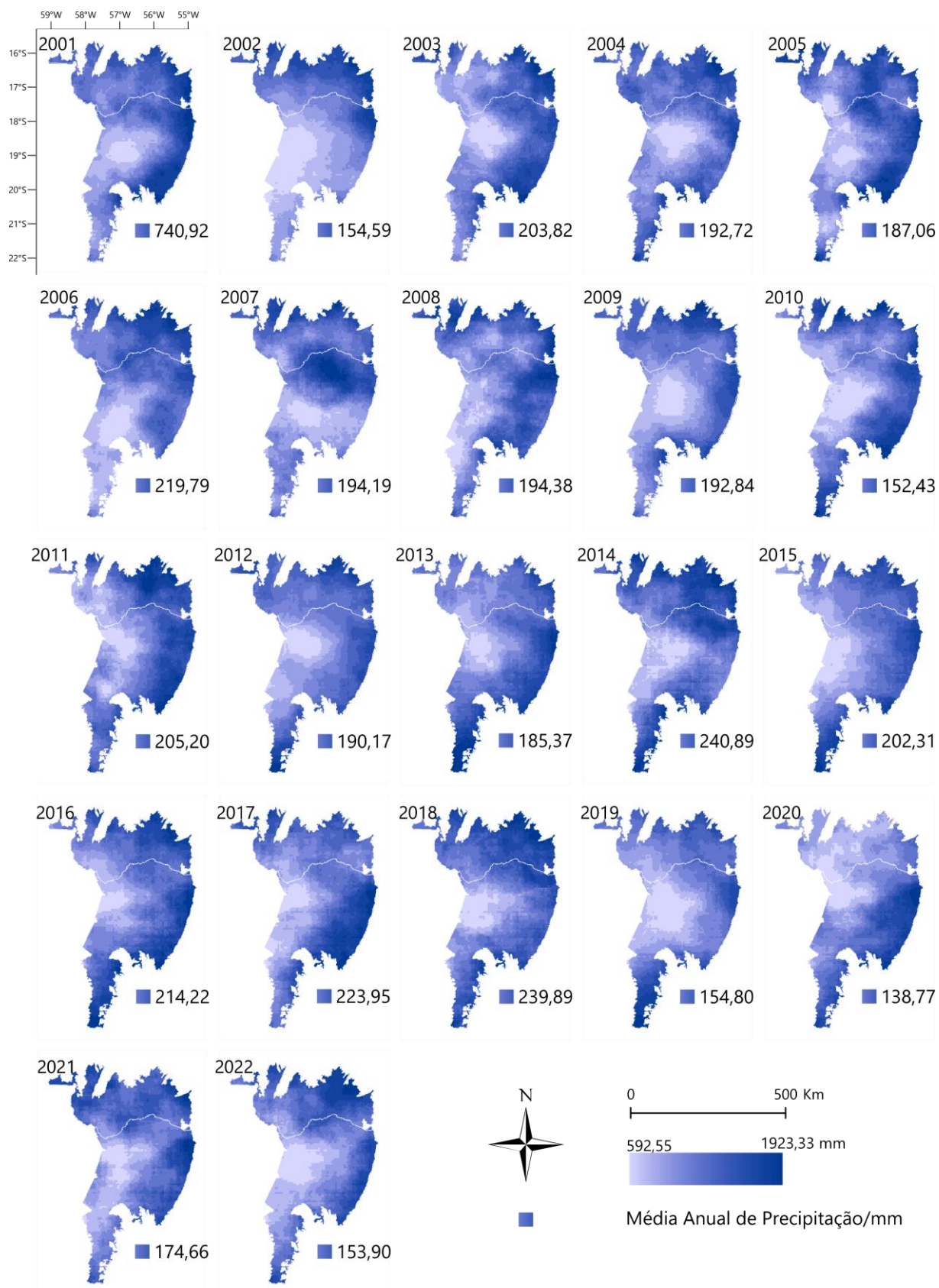
Fonte: elaboração própria

Notas: A figura apresenta o monitoramento de focos de incêndio no bioma Pantanal brasileiro utilizando produtos

MODIS Thermal Anomalies/Fire Locations, entre 2001 e 2022. Para elaboração da imagem foi utilizado o QGIS disponível através da plataforma Google Earth Engine (Google, <https://earthengine.google.com/>) através do conjunto de dados disponível em ee.Image (“MODIS/061/MOD14A1”).

A Figura 3 mostra uma série temporal de 22 anos (2001 a 2022) de monitoramento de precipitação por meio de dados CHIRPS em todo o bioma Pantanal. Houve alta variabilidade de dados em todo o bioma Pantanal. Os municípios de Corumbá e Ladário apresentaram um padrão de menores precipitações durante os anos da série histórica. Os anos com maiores precipitações acumuladas e médias foram 2014 (2.890,72 mm acumulados e 240,89 mm médios) e 2018 (2.878,7 mm acumulados e 239,89 mm médios). Os anos com os menores valores acumulados foram 2020 (1.665,25 mm), provavelmente devido ao período de estiagem, principalmente na região norte do bioma, seguido de 2010 (1.829,13 mm). A diferença do valor acumulado entre o ano de maior precipitação (2014) e o ano de menor precipitação (2020) foi de 1225,47 mm (Tabela Apêndice 3).

Figura 3 – Monitoramento da precipitação anual acumulada em mm, via dados CHIRPS, no bioma Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022.

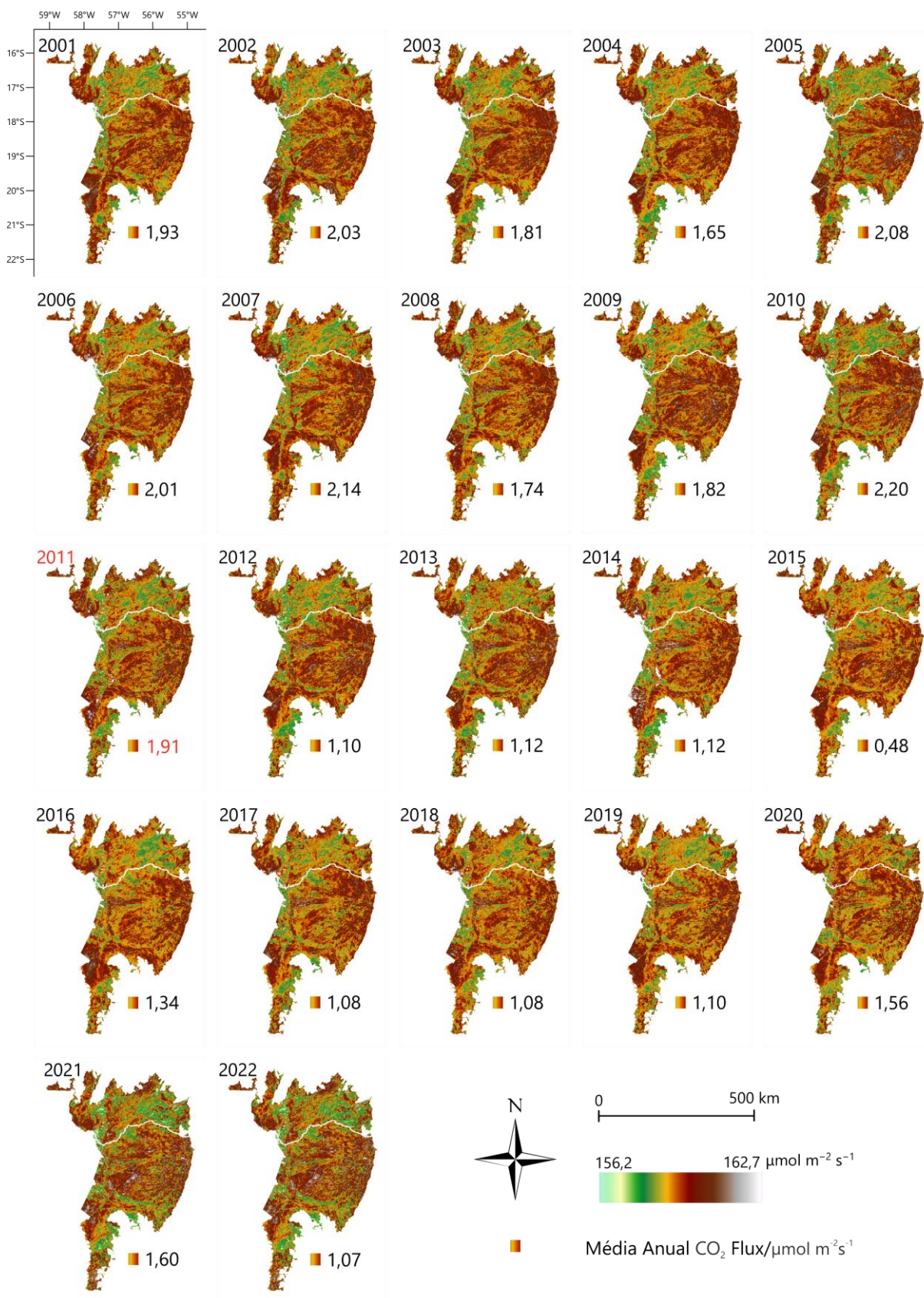


Fonte: elaboração própria

Notas: A figura apresenta o monitoramento da precipitação anual acumulada em mm, via dados CHIRPS, no bioma Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022. Para elaboração da imagem foi utilizado o QGIS disponível através da plataforma Google Earth Engine (Google, <https://earthengine.google.com/>) através do conjunto de dados disponível em ee.Image (“UCSB-CHG/CHIRPS/DAILY”).

A Figura 4 mostra a dinâmica do modelo de fluxo de CO₂ ao longo de toda a série temporal (2001 a 2022). Os municípios onde a imagem apresenta maior intensificação das emissões de CO₂ foram Corumbá, principalmente na região sudoeste, e os municípios de Sonora, Coxim e Rio Verde de Mato Grosso, na região leste do bioma. Os anos com as maiores emissões médias de CO₂ foram 2005 (162,6 $\mu\text{mol. m}^{-2} .\text{s}^{-1}$), 2015 (112,4 $\mu\text{mol. m}^{-2} .\text{s}^{-1}$) e 2020 (156,2 $\mu\text{mol. m}^{-2} .\text{s}^{-1}$) (Tabela Apêndice 4).

Figura 4 – Monitoramento do fluxo de CO₂ utilizando produtos MODIS/MOD09A1 no bioma Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022.

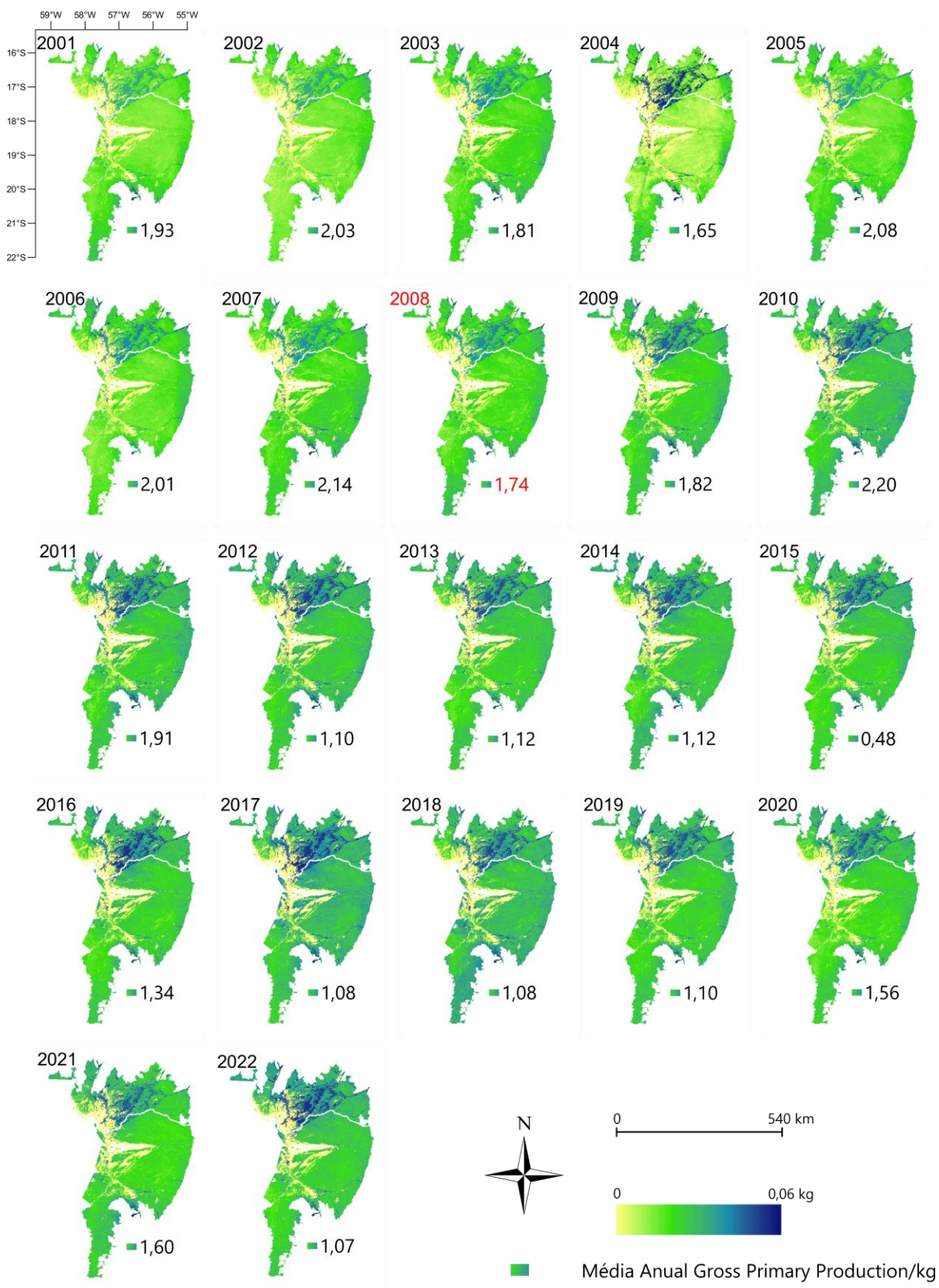


Fonte: elaboração própria

Notas: A figura apresenta o monitoramento do fluxo de CO₂ utilizando produtos MODIS/MOD09A1 no bioma Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022. O ano de 2011 foi apontado pelo teste de Mann-Kendall como um provável ano de mudança. Para elaboração da imagem foi utilizado o QGIS com dados disponíveis através da plataforma Google Earth Engine (Google, <https://earthengine.google.com/>) através do conjunto de dados disponível em ee.Image (“MODIS/061/MOD09A1”).

A Figura 5 mostra a produção primária bruta, do inglês Gross Primary Production (GPP) média nos anos de 2001 a 2022 em todo o bioma Pantanal. O maior GPP foi observado no bioma Pantanal Norte, principalmente nos municípios de Poconé e Barão de Melgaço. O menor GPP ficou evidente na região que faz fronteira com o Pantanal brasileiro com a Bolívia, na região oeste. Os maiores valores médios anuais de GPP, considerando todo o bioma Pantanal, foram registrados em 2018 (0,0179 kg) e 2017 (0,019 kg) (Tabela Apêndice 5).

Figura 5 – Produção primária bruta (GPP) via dados MODIS/MOD17A2 no Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022.



Fonte: elaboração própria.

Notas: A figura apresenta a produção primária bruta (GPP) via dados MODIS/MOD17A2 no Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022. O ano de 2008 foi indicado pelo teste de Pettitt como um ano provável de mudança. Para elaboração da imagem foi utilizado o QGIS com dados disponíveis através da plataforma Google Earth Engine (Google, <https://earthengine.google.com/>) através do conjunto de dados disponível em ee.Image (“MODIS/061/MOD17A2H”).

2.3.2 Dados de focos de incêndio Análise de tendência

O teste de Mann-Kendal aplicado às variáveis avaliadas (GPP, precipitação, focos de incêndio e fluxo de CO₂) detectou aumento significativo de tendência para as variáveis GPP e fluxo de CO₂ para ambos os estados. O teste Pettitt identificou então 2008 como o ponto provável de mudança na série temporal para a variável GPP, e 2011 para a variável fluxo de CO₂. Não foram identificados pontos de mudança para as variáveis de precipitação e focos de incêndio (Tabela 2). Provavelmente devido a diversidade de ambientes. O Pantanal é um bioma constituído de mosaicos de diferentes ecossistemas como savanas, florestas, áreas inundadas entre outras.

~

Tabela 2 – P-valor dos testes Mann-Kendall e Pettitt a 5% de significância para a série histórica de 2001 a 2022 aplicados às variáveis GPP precipitação, fluxo de CO₂ e focos de incêndio nos Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul.

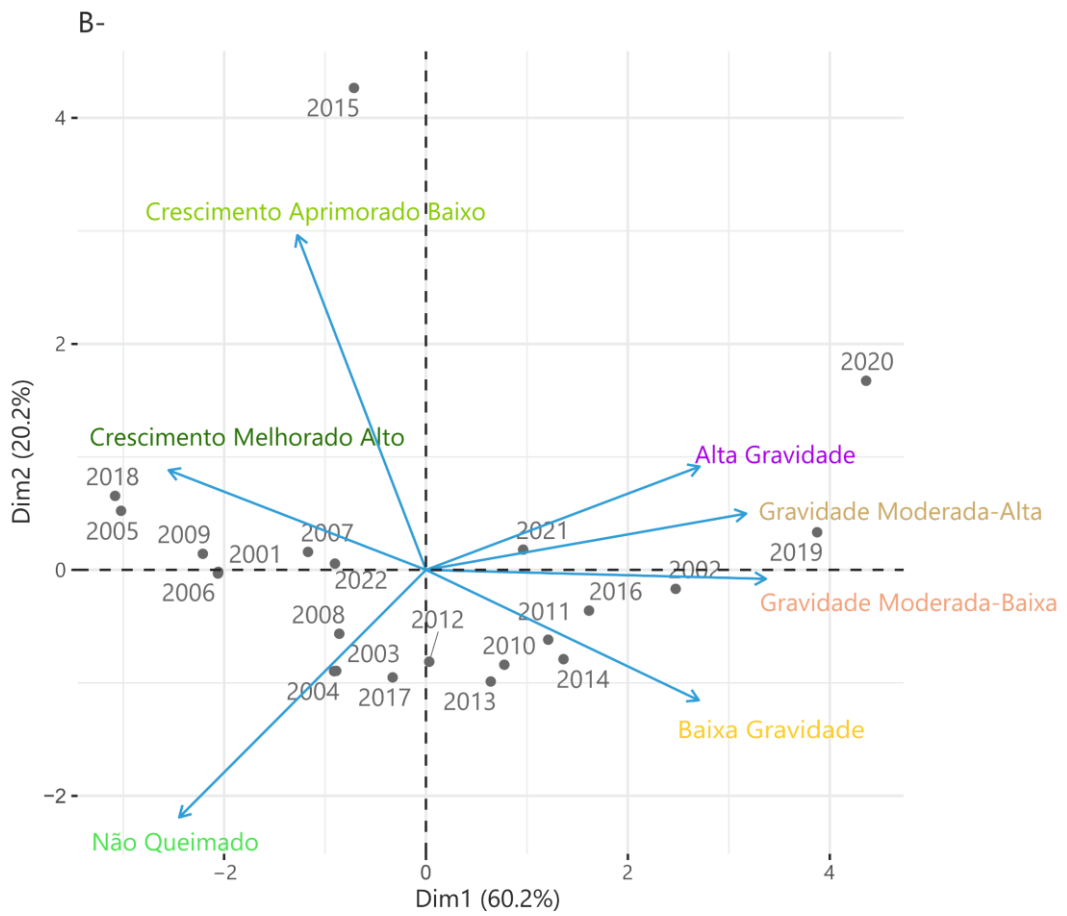
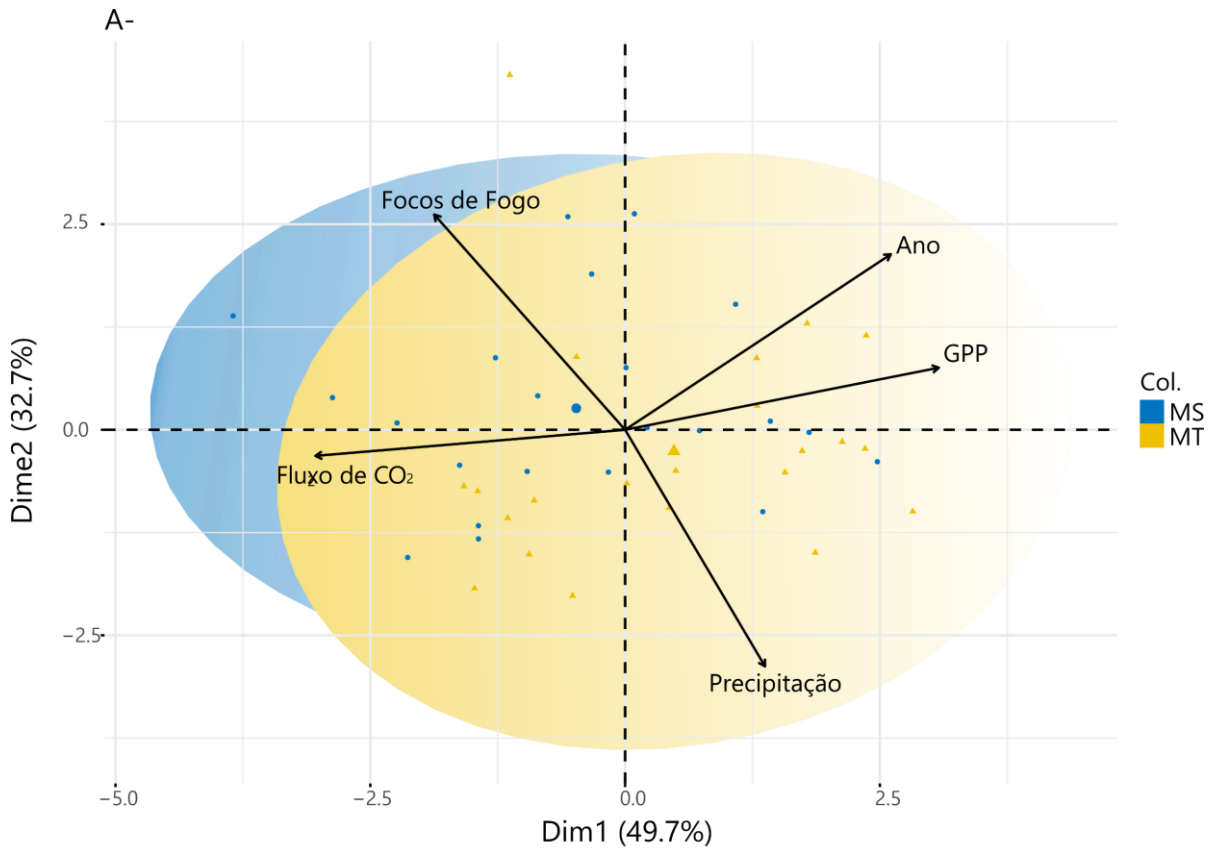
Teste	MT				MS			
	GPP	Chuva	CO ₂ Flux	Fogo	GPP	Chuva	CO ₂ Flux	Fogo
Mann – Kendall	0.00	0.57	0.02	0.34	0.00	0.78	0.00	0.74
Pettitt	0.00	0.25	0.00	0.67	0.00	0.29	0.00	1.0
Ponto de mudança	2008	-----	2011		2008	-----	2011	-----

Fonte: elaboração própria.

De acordo com o PCA (Figura 6) aplicado a dois conjuntos de dados do bioma Pantanal brasileiro, a soma dos primeiros componentes em ambas as análises explicou mais de 70% da variação dos dados, onde ambas as análises foram consideradas estatisticamente adequadas (Regazzi & Cruz, 2020). A Figura 6A mostra as variáveis focos de incêndio, precipitação, GPP e fluxo anual de CO₂ para os dois estados avaliados. As variáveis ano e GPP foram vetores

opostos ao vetor fluxo de CO₂, mostrando que quando há um aumento no GPP há uma diminuição nas emissões de CO₂. Os focos de incêndio distribuídos no quadrante oposto às precipitações corroboram o fato de que quando houve maior incidência de chuvas houve menor número de focos de incêndio. A Figura 5 B apresenta os dados das classes do índice Δ NBR (ARA, BCA, NQ, BG, GMB, GM e AG). As classes ARA e BCA foram agrupadas para os anos de 2005, 2007, 2009, 2015 e 2018. As classes AG e GMA ficaram próximas dos anos de 2020, 2019 e 2021. Este agrupamento mostra que nestes anos, os incêndios com as maiores extensões e gravidade ocorreram durante a série temporal (Figura 6).

Figura 6 – Análise de componentes principais para os anos 2001-2022 das variáveis GPP, precipitação, fluxo de CO₂ e focos de incêndio nos Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Figura 6B.



Fonte: elaboração própria.

Notas: Análise de componentes principais da classificação do índice Δ NBR para todo o Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022. O pacote usado do R para criar a figura foi “ggfortify” (v0.4.16, <https://cran.r-project.org/web/packages/ggfortify/index.html>).

Após o agrupamento dos dados entre os Estados, foi realizada uma análise de correlação de Pearson entre as variáveis GPP, precipitação, fluxo de CO₂ e focos de incêndio nos Estados de MT e MS. A Figura 7 mostra que houve alta correlação negativa entre as variáveis GPP e o fluxo de CO₂, tanto para todo o Pantanal (- 0,604) quanto para os estados de Mato Grosso (- 0,532) e Mato Grosso do Sul (- 0,633). Também pode ser observada alta correlação negativa entre focos de incêndio e precipitação para todo o bioma (- 0,652), bem como para os estados de MT (- 0,643) e MS (- 0,632).

Figura 7 – Análise de correlação de Pearson para as variáveis precipitação, fluxo de CO₂, PPB e focos de incêndio nos Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, no bioma Pantanal.



Fonte elaboração própria.

Notas: O pacote usado do R para criar a figura foi “GGally”. (v2.1.2, <https://cran.r-project.org/web/packages/GGally/index.html>).

A Tabela 3 apresenta os resultados do teste de tendência aplicado às séries temporais de

cada classe considerada. Nenhuma tendência (valor de $p \leq 0,05$) foi encontrada para as classes Δ NBR (ARA, BCA, NQ, BG, GMB, GM e AG). Conseqüentemente, o teste Pettitt não identificou nenhum ponto de mudança.

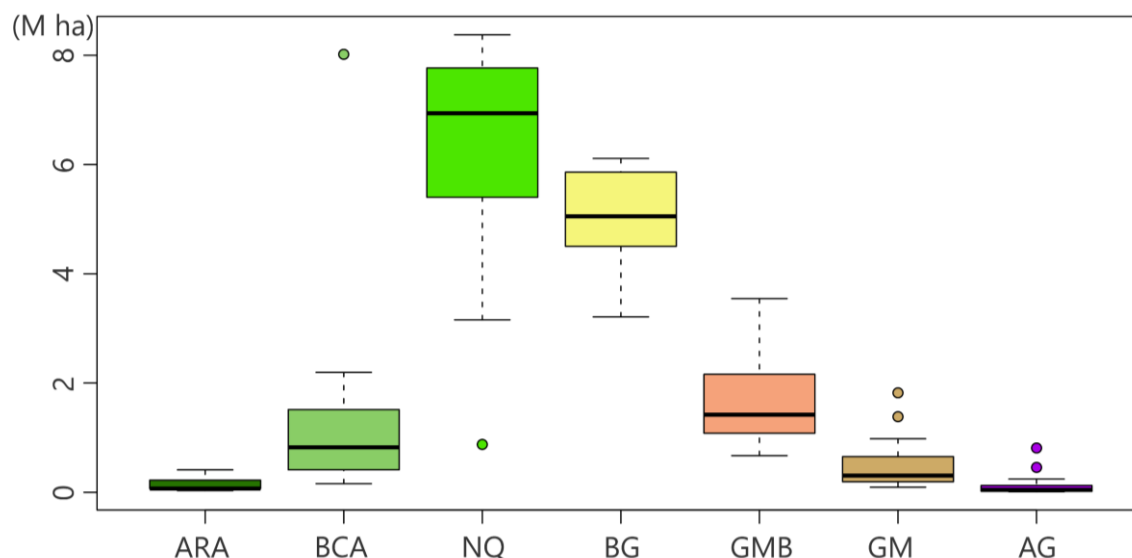
Tabela 3 – Valores de P dos testes Mann-Kendall e Pettitt das séries temporais das variáveis da classe Δ NBR (ARA, BCA, NQ, BG, GMB, GM e AG) no bioma Pantanal brasileiro.

Classes de Δ NBR							
Test	ARA	BCA	NQ	BG	GMB	GM	AG
Mann Kendall	-0,12	-0,15	-0,42	0,20	0,17	0,39	0,36
Pettitt	0,25	0,37	0,81	0,13	0,13	0,13	0,15
Ponto de mudança	-	-	-	-	-	-	-

Fonte: elaboração própria.

A análise Boxplot aplicada às classes do índice Δ NBR no bioma Pantanal indica que as classes com maiores valores médios foram NQ e BG (Figura 8). GM e AG foram as classes com maior número de outliers, ou dados com valores mais discrepantes. A classe ERL apresentou o outlier mais distante da mediana.

Figura 8 – Boxplot para as classes do índice Δ NBR: Rebrotada aprimorada alta, rebrotada aprimorada baixa, Não Queimado, Gravidade Baixa, Gravidade Moderada-Baixa, Gravidade Moderada-Alta e Gravidade alta para todo o bioma Pantanal.

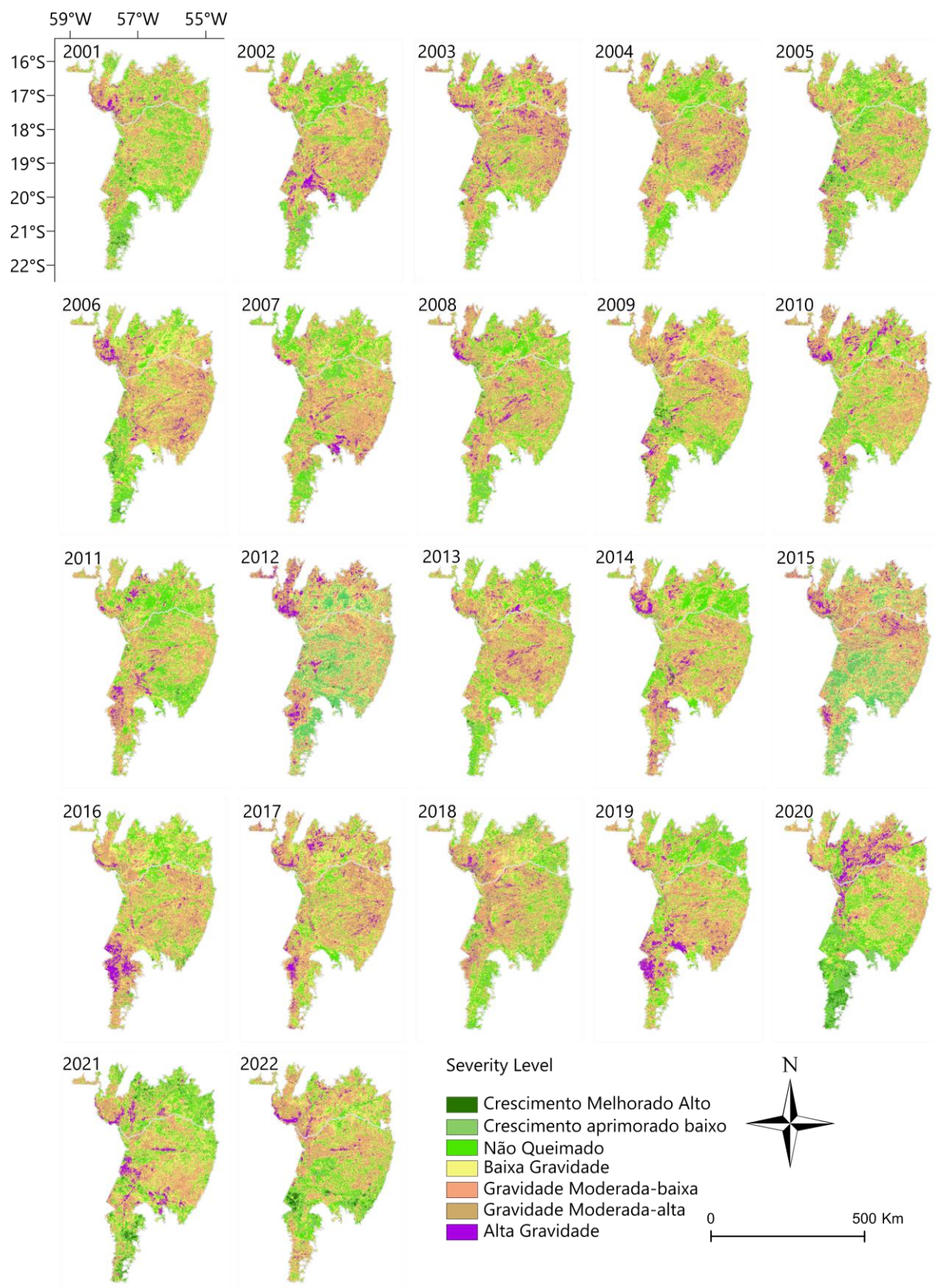


Fonte: elaboração própria.

Notas: O pacote usado do R para criar os gráficos de linha e boxplot foi “ggplot2” (v3.2.1, <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html>).

Figura 9 apresenta as áreas do bioma Pantanal que foram classificadas com o índice Δ NBR no período de estudo (2001 a 2022). O Δ NBR mostra que ocorreram queimadas ao longo dos anos em diferentes partes do Pantanal. Contudo, as classes GM e AG foram muito evidentes em 2020, 2019 e 2002, sendo que em 2020 houve a maior detecção da classe Alta Gravidade em toda a série histórica, destacando o local onde houve maior detecção de GPP (Figura 5), durante grande parte do período de estudo. A região sudoeste do município de Corumbá teve áreas classificadas como GMB, GM e AG em vários anos, sendo isso mais evidente em 2002, 2011, 2014, 2016 e 2019. No município de Cáceres, na região que faz fronteira com a Bolívia, também foram identificadas áreas classificadas como AG. Em 2020 foi detectada a maior área classificada como AG, com 811.558 ha, seguida de 2019 com 455.988 ha, os maiores valores identificados ao longo da série histórica (Tabela APÊNDICE 6).

Figura 9 – Classificação do índice Δ NBR, utilizando o produto para o bioma Pantanal brasileiro, entre os anos 2001–2022.

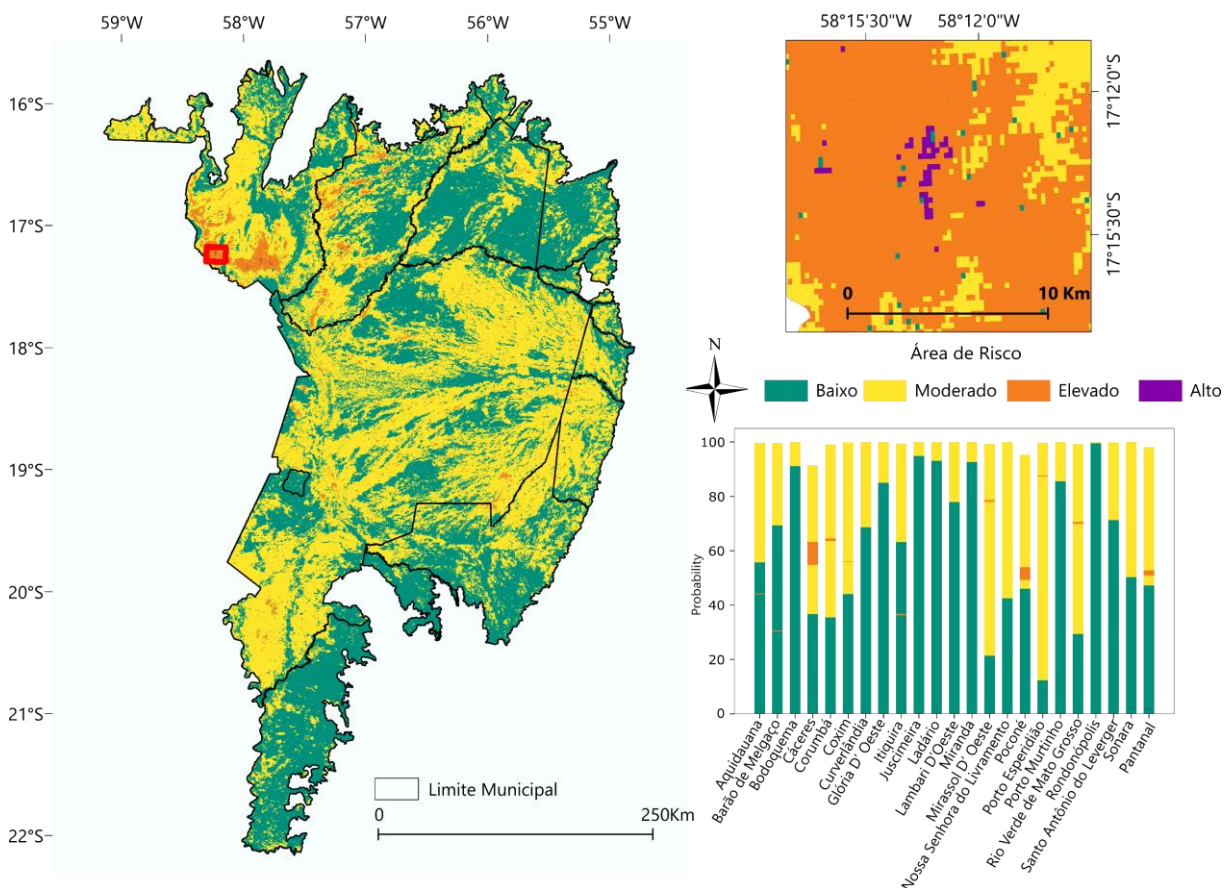


Fonte: elaboração própria.

Notas: Para elaboração da imagem foi utilizado o QGIS disponível através da plataforma Google Earth Engine (Google, <https://earthengine.google.com/>) através do conjunto de dados disponível em ee.Image (“MODIS/061/MOD14A1”).

A Figura 10 mostra a probabilidade de ocorrência de incêndios em cada município do bioma, bem como para todo o bioma Pantanal. A ocorrência de áreas de risco moderado predominou em grande parte do bioma, principalmente nos municípios de Corumbá, Sonora, Rio Verde de Mato Grosso, Cáceres e Poconé. As áreas mapeadas como de risco elevado foram detectadas principalmente nos municípios de Cáceres e Poconé e em Corumbá. As áreas mapeadas como de alto risco, onde há grande probabilidade de ocorrência de incêndios, ocorreram nos municípios de Cáceres e Poconé. Os municípios classificados como de alto ou muito alto risco de incêndios foram Cáceres, Poconé e Corumbá.

Figura 10 – Áreas de risco para todo o bioma Pantanal brasileiro, mapeadas pelas médias das classes MLS, MHS e HS do índice Δ NBR.



Fonte: elaboração própria.

Notas: Para elaboração da imagem foi utilizado o QGIS disponível através da plataforma:

Google Earth Engine (Google, <https://earthengine.google.com/>) através do conjunto de dados disponível em ee.Image (“MODIS/061/MOD14A1”).

2.4 DISCUSSÃO

Em 2019 e 2020, o Pantanal enfrentou uma de suas piores secas, com diminuição dos níveis de precipitação e altas temperaturas e altas ondas de calor (Calim Costa *et al.*, 2023 & Libonati, 2020). Como resultado, houve aumento nas taxas de evapotranspiração, levando à perda de umidade do solo e da vegetação (Correa *et al.*, 2022; Gomes *et al.*, 2021; Mirand *et al.*, 2022). Da mesma forma, o nível dos rios baixou, deixando matéria orgânica disponível para queimar lentamente durante semanas, o que aumentou a gravidade do incêndio (Pivello *et al.*, 2021). Além desses fatores, 2018 teve o segundo maior índice pluviométrico, favorecendo o acúmulo de matéria orgânica (Romano & Ursino, 2020), que posteriormente foi ressecada pela seca de 2019 e 2020 e intensificou a disponibilidade de combustíveis para os incêndios catastróficos de 2020 (Marengo *et al.*, 2016; Thielen *et al.*, 2020). Todos esses fatores juntos resultaram em 11.486.899 ha de áreas queimadas.

A expansão e a gravidade da área queimada foram acentuadas pelo declive da região, pelas áreas desmatadas, pela disponibilidade de combustível e pela indução de seca nas pastagens onde foram adotadas práticas para evitar inundações, como o bloqueio de canais de escoamento de água. Esses fatores permitiram que o fogo se espalhasse com facilidade e rapidez, enquanto alguns deles dificultaram o controle e o combate ao fogo (Baek *et al.*, 2022; Higa *et al.*, 2022).

O controle de incêndios ainda era difícil de realizar em regiões remotas e locais onde ocorreram incêndios subterrâneos (Tomas *et al.*, 2021). Além disso, durante a pandemia da COVID-19, que atingiu seu pico em 2020, os bombeiros indígenas, aproximadamente dois terços dos bombeiros que trabalham no Estado de Mato Grosso do Sul, ficaram impossibilitados de trabalhar durante a pandemia. Os bombeiros também tiveram que seguir protocolos de segurança com distanciamento social, causando sobrecarga de trabalho (García-Llamas *et al.*, 2019) e dificuldade no combate ao incêndio.

Esse conjunto de fatores climáticos, ambientais e humanos foi ainda intensificado por decisões desfavoráveis do Governo Federal em relação aos procedimentos de aplicação da lei ambiental para atividades de queima ilegal e ao corte de orçamento para combate e prevenção de incêndios, conforme relatado por (de Area Leão Pereira *et al.*, 2019). Bem como a extinção de agendas importantes, como a Secretaria de Mudanças Climáticas (Rajão *et al.*, 2022).

O teste de Mann-Kendall aplicado às variáveis precipitação, focos de incêndio, PPB e fluxo de CO₂ mostrou tendência de aumento para GPP e fluxo de CO₂. O ano de 2008 foi apontado como tendência de mudança significativa no GPP, visto que nos anos anteriores, 2007

(21.832.001 bovinos) e 2008 (22.365.219 bovinos), o Estado de Mato Grosso do Sul registrou queda de até 12 % do seu rebanho bovino, em comparação com o ano de pico de 2003 (2.498.3821 cabeças de gado) (IBGE, 2021).

À medida que diminui o número de bovinos, há menor consumo de capim, aumentando consequentemente o GPP das pastagens (Dalmagro *et al.*, 2022; Ueyama *et al.*, 2019), além de reduzir a demanda por novas áreas para pecuária e preservar a vegetação nativa. Kumar *et al.*, (2022) apontam que a alta densidade de gado e as mudanças no uso do solo influenciam os padrões de queimadas, e também observaram uma redução de 30% na produtividade fotossintética da vegetação. Em 2011, foi detectada uma tendência significativa para o fluxo de CO₂, que foi afetado por eventos La Niña fortes e moderados (ONI, 2023). Durante os eventos ENSO (El Niño-Oscilação Sul), os fluxos de fogo são um dos principais fatores nas emissões de gases baseados em carbono e nas taxas de crescimento (Das *et al.*, 2022; Venkatesh; Preethi; Ramesh, 2020). Assim, é reconhecida a influência dos fenômenos climáticos na dinâmica das queimadas no bioma Pantanal (Oliveira-Júnior *et al.*, 2020).

As áreas aqui identificadas como de alta probabilidade de ocorrência de incêndios ambientais estão majoritariamente nos municípios de Cáceres e Poconé, no Estado do MT, e Corumbá, no Estado do MS. Corumbá é o município com maior área de Mato Grosso do Sul (64.432.450 ha), tem o segundo maior PIB do bioma e a terceira maior economia de Mato Grosso do Sul, com uma das maiores populações (96.268 habitantes) no Pantanal (IBGE, 2019). Cáceres é considerado o principal município pantaneiro do Estado de Mato Grosso e possui o maior rebanho bovino do Estado, com 1.161.605 bovinos, além do segundo maior número de propriedades agrícolas dedicadas à pecuária e o terceiro maior PIB dos municípios pantaneiros (IBGE, 2022; IBGE, 2020; IBGE, 2020). O município de Poconé é porta de entrada para o Pantanal MT, contando com diversos estabelecimentos turísticos no entorno da Rodovia Transpantaneira (Rodovia Zelito Dorileo). Além do turismo, outras atividades econômicas se destacam, como a pecuária, com 526.275 cabeças de gado, a mineração e a agricultura (IBGE, 2022; Prefeitura de Poconé, 2023). Segundo a Plataforma (SojaMaps, 2020), nos últimos quatro anos-safra, houve um crescimento de 150% nas áreas de soja em Cáceres e um crescimento de 86,19% em Poconé, e na safra 2022/2023 foi identificada uma área cultivada de 16.804 ha em Cáceres e 10.602 ha em Poconé. Ao lado da soja, a cana-de-açúcar também se destaca como uma das principais culturas do bioma, cujo plantio no Pantanal foi autorizado em 2019 pelo então presidente Jair Messias Bolsonaro, sob protesto da comunidade científica devido ao risco de ocorrência de incêndios (Lima *et al.*, 2020; Marengo *et al.*, 2016).

Diante do exposto, podemos esperar uma recorrência de queimadas nesses municípios

caso não haja um planejamento adequado que vise a mitigação das queimadas e a restauração do regime de queimadas no bioma Pantanal em termos globais. Para uma melhor eficiência no planejamento e gestão de incêndios, é necessário monitorizar os incêndios ativos, detectar focos de incêndio e, especialmente, mapear o perigo potencial (Çolak & Sunar, 2020) , porque o mapeamento das áreas de risco permite localizar os elementos de risco e as comunidades mais propensas aos incêndios, tornando-o. É essencial que os gestores de terras, os bombeiros e as brigadas de incêndio planeiem medidas de emergência para fazer face aos incêndios em tempo real (Ghorbanzadeh *et al.*, 2019) . Este é um fator importante porque, regra geral, os investimentos na gestão e controlo de incêndios tendem a conter os incêndios (Oliveira *et al.*, 2021).

Embora em julho de 2020 o governo Federal tenha decretado uma moratória contra incêndios, que proibiu o uso do fogo por quatro meses durante a estação seca, especialmente nos biomas Amazônia e Pantanal, não garantiu que em 2020 o bioma Pantanal enfrentaria seu pior incêndio em décadas (Mega, 2020). A falta de uma legislação ambiental consolidada que abranja todo o bioma (Marques *et al.*, 2021), os baixos orçamentos de órgãos como o IBAMA e a falta de fiscalização e monitoramento devido ao número limitado de fiscais reforçam o conceito de impunidade e responsabilidade dos infratores (Baek *et al.*, 2022).

O Pantanal precisa de um plano político próprio que abranja todo o seu território e em conjunto com os estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Portanto, além dos fatores climáticos, os instrumentos legislativos devem considerar questões como: controlar e reduzir as cargas de combustível, fornecer estruturas, instalações e tecnologia para ajudar no acesso a áreas nativas de difícil acesso e melhorar o acesso à água e a tecnologia para combater os incêndios no subsolo. Além disso, devem ser consideradas as mudanças na paisagem (áreas alteradas e/ou abandonadas com altas cargas de combustível), bem como as questões sociais e econômicas da população pantaneira (Mourao & Martinho, 2019).

Com o objetivo de reduzir e prevenir a ocorrência de queimadas no bioma Pantanal, os órgãos do governo federal estabeleceram o Plano de Ação para o Manejo Integrado do Fogo no Bioma Pantanal (MIF), que busca associar o combate a incêndios às necessidades do uso tradicional do fogo e aos aspectos ecológicos e socioambientais. aspectos -econômicos do bioma (IBAMA, 2023). No entanto, para estabelecer o MFI nessas áreas, são essenciais o investimento e a ação conjunta dos governos estaduais, uma vez que são eles os responsáveis pela maior parte da regulamentação e fiscalização ambiental em terras privadas (Schmidt & Eloy, 2020).

Outra questão importante é a redução do uso do fogo como prática agrícola. Além da

proibição, é necessário que esses agricultores, principalmente os pequenos e tradicionais, tenham acesso às tecnologias disponíveis para substituir essas práticas. Para tanto, o governo precisa disponibilizar recursos financeiros para financiamento e crédito rural para despesas com bens e serviços em substituição ao uso do fogo, com condições de pagamento que os pequenos produtores e agricultores familiares possam pagar.

Também é necessário investir na criação de brigadas de incêndio, equipamentos e na formação de mão de obra especializada para combater e lidar com incêndios. Nesse sentido, o mapeamento das áreas de risco é fundamental para a alocação de locais para os corpos de bombeiros, dando prioridade àquelas de maior risco, como Poconé, Cáceres e Corumbá. Além disso, a adoção de práticas como as queimadas preventivas controladas, já previstas no Novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), realizadas pelos bombeiros ou órgãos competentes antes do período seco (Berlinck & Batista, 2020), em áreas propensas a incêndios, é crucial para a redução o combustível e, assim, evitar grandes catástrofes no futuro.

Os incêndios catastróficos em 2020 estão diretamente correlacionados com os fatores climáticos precipitação (Marengo; Oliveira; Alves, 2016; Thielen *et al.*, 2020), GPP e fluxo de CO₂. A elevada precipitação acumulada em 2018 levou a um aumento do GPP (Romano & Ursino, 2020), que posteriormente foi transformado em matéria seca com a seca de 2019, que alimentou os incêndios de 2020 e conseqüentemente aumentou as emissões de CO₂. A classificação do índice Δ NBR identificou áreas gravemente queimadas em todos os anos em todo o bioma Pantanal, com maior proporção em 2019 e 2020, principalmente nas regiões de Cáceres, Poconé, ambas no Estado do MT, e Corumbá no MS. Em alguns casos, a classificação Δ nbr apresenta algumas limitações devido à distinção entre vegetação ou imagens não relacionadas ao fogo com variações nos corpos d'água e mudanças contínuas na vegetação (Picotte & Robertson, 2011). Além disso, é essencial analisar as variações temporais das emissões de carbono e dos incêndios, a fim de conceber estratégias eficazes para mitigar tanto os incêndios como as emissões de carbono (da Silva Junior *et al.*, 2020).

Este estudo mostra que é possível prever novas catástrofes. Num cenário de elaboração de um plano ambiental de mitigação de incêndios no bioma Pantanal, é necessário definir as seguintes questões: (i) estabelecimento de áreas prioritárias para implantação de infraestrutura de combate a incêndios; (ii) mapear áreas com alto potencial de matéria orgânica para monitorar essas áreas; (iii) investimento em financiamento, tecnologia e abordagens para substituir o fogo como prática agrícola. As mudanças na paisagem do bioma, aliadas às mudanças climáticas, exigem maior atenção e sensibilidade dos governos brasileiros, bem como novas abordagens de combate a incêndios para garantir a segurança ambiental do bioma.

2.5 CONCLUSÃO

As variáveis estudadas: precipitação, fluxo de CO₂ e GPP, mostraram correlação entre os focos de incêndio. Estas relações podem ser positivas, negativas ou ambas. A diminuição da precipitação provocou o aumento dos focos de incêndio, já o acréscimo nas taxas de precipitação oportunizou o aumento do GPP, e por fim redução das taxas de precipitação ressecou matéria vegetal, que associado a ações antropogênicas ocasionaram os grandes incêndios de 2020.

O índice do Δ NBR detectou o maior número de áreas classificadas como alta gravidade em 2020. As médias do Δ NBR dos anos 2001 a 2022 indicaram os municípios de Cáceres e Poconé no MT e ainda Corumbá no MS, com alta probabilidade de recorrência de incêndios, necessitando de maior atenção de combate e prevenção de incêndios.

REFERÊNCIAS

- ABDEL RAHMAN, Mohamed A.E. *et al.* Deciphering soil spatial variability through geostatistics and interpolation techniques. **Sustainability (Switzerland)**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 1–13, 2021.
- AGBESHIE, Alex Amerh *et al.* A review of the effects of forest fire on soil properties. **Journal of Forestry Research**, [s. l.], v. 33, n. 5, p. 1419–1441, 2022.
- ALVARES, Clayton Alcarde *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ARRUDA, Wellington De Sá *et al.* Inundation and fire shape the structure of riparian forests in the Pantanal, Brazil. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 11, n. 6, 2016.
- BAEK, Seungil; LIM, Joongbin; KIM, Wonkook. Analysis on the Fire Progression and Severity Variation of the Massive Forest Fire Occurred in Uljin, Korea, 2022. **Forests**, [s. l.], v. 13, n. 12, 2022.
- BERGIER, Ivan *et al.* Could bovine livestock intensification in Pantanal be neutral regarding enteric methane emissions?. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 655, p. 463–472, 2019.
- BERLINCK, Christian N.; BATISTA, Eugênia K.L. Good fire, bad fire: It depends on who burns. **Flora**, [s. l.], v. 268, p. 151610, 2020.
- BHERING, Leonardo Lopes. Rbio: A tool for biometric and statistical analysis using the R platform. **Crop Breeding and Applied Biotechnology**, [s. l.], v. 17, n. 2, p. 187–190, 2017. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1984-70332017000200187&lng=en&tlng=en.
- CALIM COSTA, Mabel *et al.* Multiscale analysis of drought, heatwaves, and compound events in the Brazilian Pantanal in 2019–2021. **Theoretical and Applied Climatology**, [s. l.], 2023.
- ÇOLAK, Emre; SUNAR, Filiz. Evaluation of forest fire risk in the Mediterranean Turkish forests: A case study of Menderes region, Izmir. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, [s. l.], v. 45, p. 101479, 2020.
- CORREA, Danielle Blazys *et al.* Increased burned area in the Pantanal over the past two decades. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 835, 2022.
- DA SILVA JUNIOR, Carlos Antonio *et al.* Persistent fire foci in all biomes undermine the Paris Agreement in Brazil. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 10, n. 1, 2020.
- DALMAGRO, Higo J. *et al.* Net carbon dioxide exchange in a hyperseasonal cattle pasture in the northern Pantanal wetland of Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 324, 2022.
- DAS, Chiranjit *et al.* Meridional Propagation of Carbon Dioxide (CO₂) Growth Rate and Flux Anomalies From the Tropics Due to ENSO. **Geophysical Research Letters**, [s. l.], v. 49, n.

19, 2022.

DE AREA LEÃO PEREIRA, Eder Johnson *et al.* Policy in Brazil (2016–2019) threaten conservation of the Amazon rainforest. **Environmental Science & Policy**, [s. l.], v. 100, p. 8–12, 2019.

DE OLIVEIRA-JÚNIOR, José Francisco *et al.* Confronting CHIRPS dataset and in situ stations in the detection of wet and drought conditions in the Brazilian Midwest. **International Journal of Climatology**, [s. l.], v. 41, n. 9, p. 4478–4493, 2021. Disponível em: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/joc.7080>.

DELLA-SILVA, João Lucas *et al.* CO2Flux Model Assessment and Comparison between an Airborne Hyperspectral Sensor and Orbital Multispectral Imagery in Southern Amazonia. **Sustainability (Switzerland)**, [s. l.], v. 14, n. 9, 2022.

DINDAROGLU, Turgay *et al.* Evaluation of geomorphometric characteristics and soil properties after a wildfire using Sentinel-2 MSI imagery for future fire-safe forest. **Fire Safety Journal**, [s. l.], v. 122, 2021.

ETCHELLS, Hannah *et al.* Fire severity impacts on tree mortality and post-fire recruitment in tall eucalypt forests of southwest Australia. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 459, 2020.

FERNANDEZ, Helena Maria *et al.* An assessment of forest fires and co2 gross primary production from 1991 to 2019 in maçã (Portugal). **Sustainability (Switzerland)**, [s. l.], v. 13, n. 11, 2021.

FIELD, Christopher B.; RANDERSON, James T.; MALMSTRÖM, Carolyn M. Global net primary production: Combining ecology and remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 51, n. 1, p. 74–88, 1995.

GAMON, J. A.; SERRANO, L.; SURFUS, J. S. The photochemical reflectance index: An optical indicator of photosynthetic radiation use efficiency across species, functional types, and nutrient levels. **Oecologia**, [s. l.], v. 112, n. 4, p. 492–501, 1997.

GARCÍA-LLAMAS, Paula *et al.* Environmental drivers of fire severity in extreme fire events that affect Mediterranean pine forest ecosystems. **Forest Ecology and Management**, [s. l.], v. 433, p. 24–32, 2019.

GHORBANZADEH, Omid *et al.* Forest Fire Susceptibility and Risk Mapping Using Social/Infrastructural Vulnerability and Environmental Variables. **Fire**, [s. l.], v. 2, n. 3, p. 50, 2019.

GIDDEY, Brandon L.; BAARD, Johan A.; KRAAIJ, Tineke. Verification of the differenced Normalised Burn Ratio (dNBR) as an index of fire severity in Afrotropical Forest. **South African Journal of Botany**, [s. l.], v. 146, p. 348–353, 2022.

GOMES, Geraldo D. *et al.* Projections of subcontinental changes in seasonal precipitation over the two major river basins in South America under an extreme climate scenario. **Climate Dynamics**, [s. l.], v. 58, n. 3–4, p. 1147–1169, 2022.

GOMES, Mariah Souza; CAVALCANTI, Iracema Fonseca de Albuquerque; MÜLLER,

Gabriela V. 2019/2020 drought impacts on South America and atmospheric and oceanic influences. **Weather and Climate Extremes**, [s. l.], v. 34, 2021.

HEINSCH, Faith Ann *et al.* User 's Guide NASA MODIS Land Algorithm Joseph Glassy. [s. l.], v. 4, n. January, 2003.

HIGA, Leandro *et al.* Active Fire Mapping on Brazilian Pantanal Based on Deep Learning and CBERS 04A Imagery. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 14, n. 3, 2022.

HOLSINGER, Lisa M. *et al.* Improved fire severity mapping in the North American boreal forest using a hybrid composite method. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 222–235, 2022.

HUDAK, A *et al.* Sensitivity of Landsat image-derived burn severity indices to immediate post-fire effects. *In:* , 2006. **3rd International Fire Ecology and Management Congress, San Diego, California**. [S. l.: s. n.], 2006.

IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais. **Manejo integrado do fogo**. [S. l.: s. n.], 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/fiscalizacao-e-protecao-ambiental/incendios-florestais/plano-de-acao-manejo-fogo-pantanal/manejo-integrado-do-fogo>.

IBGE. **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250 000**. IBGE, Coored. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101676.pdf>.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produto Interno Bruto dos Municípios | IBGE**. [S. l.: s. n.], 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html>.

IBGE INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades IBGE**. [S. l.], 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/>. Acesso em: 24 ago. 2023.

IBGE INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **2019 Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil - 1:250 000**. Brasil: [s. n.], 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/15842-biomass.html>.

IBGE INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produto Interno Bruto dos Municípios | IBGE**. [S. l.: s. n.], 2020. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html>.

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Rebanho de Bovinos (Bois e Vacas)**. [s. l.], 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/bovinos/br>.

KEELEY, Jon E. Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. **International Journal of Wildland Fire**, [s. l.], v. 18, n. 1, p. 116–126, 2009.

KENDALL, M G. Rank correlation measures, Vol. 202. **Charles Griffin, London**, [s. l.], p.

15, 1975.

KEY, Carl H. Ecological and Sampling Constraints on Defining Landscape Fire Severity. **Fire Ecology**, [s. l.], v. 2, n. 2, p. 34–59, 2006.

KUMAR, Sujay *et al.* Changes in land use enhance the sensitivity of tropical ecosystems to fire-climate extremes. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 12, n. 1, 2022.

LÁZARO, Wilkinson Lopes *et al.* Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: an overview of the Northern Pantanal water regime. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [s. l.], v. 32, 2020.

LEAL FILHO, Walter *et al.* Fire in Paradise: Why the Pantanal is burning. **Environmental Science and Policy**, [s. l.], v. 123, p. 31–34, 2021.

LIBONATI, Renata *et al.* Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. **Nature**, [s. l.], v. 588, n. 7837, p. 217–219, 2020.

LIBONATI, Renata; DaCamara, Carlos C.; Peres, Leonardo F.; de Carvalho, Lino A. Sander; Garcia Letícia C. Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. **Nature**, [s. l.], 2020.

LIMA, Mendelson *et al.* Sugarcane: Brazilian public policies threaten the Amazon and Pantanal biomes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 18, n. 3, p. 210–212, 2020.

MANN, Henry B. Nonparametric tests against trend. **Econometrica: Journal of the econometric society**, [s. l.], p. 245–259, 1945.

MARENGO, Jose A.; OLIVEIRA, Gilvan S.; ALVES, Lincoln M. Climate change scenarios in the pantanal. *In: HANDBOOK OF ENVIRONMENTAL CHEMISTRY*. [S. l.]: Springer Verlag, 2016. v. 37, p. 227–238.

MARQUES, Juliana Fazolo *et al.* Fires dynamics in the Pantanal: Impacts of anthropogenic activities and climate change. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 299, p. 113586, 2021.

MARTINS, L N; BAPTISTA, G M de M. Multitemporal Analysis of Forest Carbon Sequestration in the Carão Settlement Project, Acre. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 6, n. 6, p. 1648–1657, 2013.

MATAVELI, Guilherme A.V. *et al.* **2020 Pantanal's widespread fire: short- and long-term implications for biodiversity and conservation**. [S. l.]: Springer Science and Business Media B.V., 2021.

MENG, Qingmin; MEENTEMEYER, Ross K. Modeling of multi-strata forest fire severity using Landsat TM data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 120–126, 2011.

MILLER, Jay D. *et al.* Calibration and validation of the relative differenced Normalized Burn Ratio (RdNBR) to three measures of fire severity in the Sierra Nevada and Klamath Mountains, California, USA. **Remote Sensing of Environment**, [s. l.], v. 113, n. 3, p. 645–656, 2009.

MIRANDA, Jonathan da Rocha; SILVA, Rosane Gomes da; JUVANHOL, Ronie Silva. Forest fire action on vegetation from the perspective of trend analysis in future climate change scenarios for a Brazilian savanna region. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 175, 2022.

MOURAO, Paulo Reis; MARTINHO, Vítor Domingues. Forest fire legislation: Reactive or proactive?. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 104, p. 137–144, 2019.

OLIVEIRA, A.S. *et al.* Costs and effectiveness of public and private fire management programs in the Brazilian Amazon and Cerrado. **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 127, p. 102447, 2021.

OLIVEIRA-JÚNIOR, José Francisco de *et al.* Fire foci related to rainfall and biomes of the state of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 282–283, 2020.

ONI - CLIMATE PREDICTION CENTER. **Cold e Warm Episodes by Season2**. [S. l.: s. n.], 2023. Disponível em: https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php.

PARKS, Sean A.; DILLON, Gregory K.; MILLER, Carol. A new metric for quantifying burn severity: The relativized burn ratio. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 6, n. 3, p. 1827–1844, 2014.

PICOTTE, Joshua J.; ROBERTSON, Kevin. Timing Constraints on Remote Sensing of Wildland Fire Burned Area in the Southeastern US. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 3, n. 8, p. 1680–1690, 2011.

PIVELLO, Vânia R. *et al.* **Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies**. [S. l.]: Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação, 2021.

PONOMAREV, Evgenii; ZABRODIN, Andrey; PONOMAREVA, Tatiana. Classification of Fire Damage to Boreal Forests of Siberia in 2021 Based on the dNBR Index. **Fire**, [s. l.], v. 5, n. 1, 2022.

PREFEITURA DE POCONÉ. **Dados Econômicos**. [S. l.], 2023. Disponível em: <https://www.pocone.mt.gov.br/Prefeitura/Dados-Economicos/>. Acesso em: 8 abr. 2024.

RAHMAN, Abdullah F. *et al.* Modeling spatially distributed ecosystem flux of boreal forest using hyperspectral indices from AVIRIS imagery. **Journal of Geophysical Research Atmospheres**, [s. l.], v. 106, n. D24, p. 33579–33591, 2001.

RAJÃO, Raoni *et al.* The risk of fake controversies for Brazilian environmental policies. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 266, p. 109447, 2022.

REGAZZI, Adair José; CRUZ, Cosme Damião. Análise multivariada aplicada. **Editores UFV, Viçosa, 401p**, [s. l.], 2020.

ROMANO, Nunzio; URSINO, Nadia. Forest fire regime in a mediterranean ecosystem: Unraveling the mutual interrelations between rainfall seasonality, soil moisture, drought persistence, and biomass dynamics. **Fire**, [s. l.], v. 3, n. 3, p. 1–20, 2020.

ROSSI, Fernando Saragosa *et al.* Carbon dioxide spatial variability and dynamics for

contrasting land uses in central Brazil agricultural frontier from remote sensing data. **Journal of South American Earth Sciences**, [s. l.], v. 116, 2022.

SANTOS, C. V. B. **Modelagem espectral para determinação de Fluxo de CO₂ em Áreas de caatinga preservada e em Regeneração Cloves**. 2017. 75 f. Master thesis - Universidade Estadual de Feira de Santana, [s. l.], 2017.

SCHMIDT, Isabel Belloni; ELOY, Ludivine. Fire regime in the Brazilian Savanna: Recent changes, policy and management. **Flora**, [s. l.], v. 268, p. 151613, 2020.

SILVA JUNIOR, Carlos Antonio da *et al.* Fires Drive Long-Term Environmental Degradation in the Amazon Basin. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 14, n. 2, p. 338, 2022.

SOJAMAPS. **Monitoramento de Áreas de Soja por meio de Imagens de Satélite**. [S. l.], 2020. Disponível em: <http://pesquisa.unemat.br/gaaf/sojamaps>. Acesso em: 18 set. 2022.

SUKOJO, Bangun Muljo; ARIMURTI, Adinda Sitaresmi Putri. Forest Fire Mapping using Normalized Burned Ratio and Cloud Computing to Calculate the Losses Incurred in Mount Lawu, Magetan Regency. *In:* , 2021. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. [S. l.]: IOP Publishing Ltd, 2021.

TEODORO, Paulo Eduardo *et al.* Wildfire Incidence throughout the Brazilian Pantanal Is Driven by Local Climate Rather Than Bovine Stocking Density. **Sustainability (Switzerland)**, [s. l.], v. 14, n. 16, 2022.

THIELEN, Dirk *et al.* Quo vadis Pantanal? Expected precipitation extremes and drought dynamics from changing sea surface temperature. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 15, n. 1, 2020.

TOMAS, Walfrido Moraes *et al.* Distance sampling surveys reveal 17 million vertebrates directly killed by the 2020's wildfires in the Pantanal, Brazil. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 11, n. 1, 2021.

TRAUERNICHT, Clay. Vegetation—Rainfall interactions reveal how climate variability and climate change alter spatial patterns of wildland fire probability on Big Island, Hawaii. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 650, p. 459–469, 2019.

UEYAMA, Masahito *et al.* Carbon dioxide balance in early-successional forests after forest fires in interior Alaska. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v. 275, p. 196–207, 2019.

VAN DER VELDE, Ivar R. *et al.* Vast CO₂ release from Australian fires in 2019–2020 constrained by satellite. **Nature**, [s. l.], v. 597, n. 7876, p. 366–369, 2021.

VAN GERREVINK, Max J.; VERAVERBEKE, Sander. Evaluating the near and mid infrared bi-spectral space for assessing fire severity and comparison with the differenced normalized burn ratio. **Remote Sensing**, [s. l.], v. 13, n. 4, p. 1–19, 2021.

VENKATESH, K.; PREETHI, K.; RAMESH, H. Evaluating the effects of forest fire on water balance using fire susceptibility maps. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 110, n. August 2019, 2020.

WICKHAM, Maintainer Hadley. **Package “ggplot2” Type Package Title An**

implementation of the Grammar of Graphics. [*S. l.: s. n.*], 2014.

XIAO, Haibing *et al.* Responses of soil respiration and its temperature sensitivity to nitrogen addition: A meta-analysis in China. **Applied Soil Ecology**, [*s. l.*], v. 150, p. 103484, 2020.

ZHENG, Bo *et al.* Increasing forest fire emissions despite the decline in global burned area. **Science Advances**, [*s. l.*], v. 7, n. 39, 2021.

ZHONGMING, Zhu *et al.* Wetlands International calls for collective action to halt and prevent further Pantanal fires. [*s. l.*], 2019.

ŽIVANOVIĆ, Stanimir *et al.* Influence of air temperature and precipitation on the risk of forest fires in Serbia. **Meteorology and Atmospheric Physics**, [*s. l.*], v. 132, n. 6, p. 869–883, 2020.

3 CAPÍTULO 2 – EMISSÕES DO CO₂ EM DIFERENTES USOS E OCUPAÇÃO DO SOLO DO PANTANAL BRASILEIRO

RESUMO

O Brasil é um dos maiores produtores e exportador de soja e carne, e a expansão do eucalipto na silvicultura brasileira possibilitou a maior produção de celulose do mundo. No entanto, eventos climáticos extremos têm afetado a produção e trazem prejuízo ao setor agrícola. Desse modo, compreender como o setor agrícola e florestal contribui para as emissões de dióxido de carbono é necessário estabelecer a gestão do carbono e estabelecer medidas de redução das emissões do setor. Em razão deste fato, este estudo buscou avaliar o modelo de fluxo de CO₂, temperatura (ST) e umidade do solo (UN), em dois anos seguidos (2022 e 2023); assim como, analisar a relação entre essas variáveis em diferentes classes de uso e cobertura do solo (UCS) e detectar os UCSs que possuem os maiores fluxos de CO₂ e consequentemente estabelecer ações de mitigação de carbono no bioma Pantanal brasileiro. Para responder tais objetivos foram feitas medições de CO₂ do solo in situ em quatro diferentes usos e ocupação do solo (UCSs); soja, eucalipto, pastagem e vegetação nativa, todos pertencentes ao município Aquidauana no Mato Grosso do Sul. Foram realizadas (PCA) para verificar a relação entre os anos e as classes de uso e uso de solo e posteriormente um gráfico de correlação de Pearson foi produzido para avaliar a relação entre as variáveis analisadas. As maiores emissões foram detectadas nos UCSs soja e pastagem, com um notável aumento das emissões em 2023 para todos UCSs, possivelmente provocada pelo excesso de umidade do solo. Valores mais baixos de FCO₂ foram observados para o cultivo de eucalipto e vegetação nativa indicando que esses UCSs, atuam como sumidouros de CO₂. Esta descoberta constata que a preservação de áreas nativas é fundamental para o objetivo de neutralização do carbono, e o cultivo de eucalipto também pode contribuir com o carbono neutro, o cultivo de soja e pastagem.

Palavras-chave: análises de componentes principais; emissão de CO₂ do solo; soja; pastagem; índices de vegetação

3.1 INTRODUÇÃO

As zonas úmidas afetam o equilíbrio global do ciclo de carbono (C), atuando como depósitos naturais de C, devido à capacidade de retenção e assimilação do dióxido de carbono (CO₂) atmosférico, assim funcionam como sumidouros de CO₂. Por meio da assimilação fotossintética da atmosfera e do sequestro da matéria orgânica produzida no solo (Picek *et al.*, 2007), as zonas úmidas absorvem em média um total de 1280 teragramas (Tg) de CO₂ atmosférico anualmente (Yao & Song, 2022).

Situado na América, o Pantanal é a maior área úmida tropical do planeta, localizada em maior extensão no estado do Mato Grosso do Sul. O Pantanal possui uma rica biodiversidade e oferece uma ampla gama de serviços ecossistêmicos. No entanto diversos estudos demonstram que o Pantanal é sensível e vulnerável às alterações climáticas, atividades antrópicas, principalmente mudanças no uso do solo. Uma vez que tais mudanças desequilibram a entrada e a saída de carbono (C) do solo (Curado *et al.*, 2024; Dalmagro *et al.*, 2022; de Paula *et al.*, 2023; Rodrigues *et al.*, 2023; Teodoro *et al.*, 2024; Valdez Achucarro; Andrieu; Bouissou, 2023).

As perturbações na vegetação ou na matéria orgânica do solo afetam as emissões de C na forma de CO₂, e conseqüentemente trazem implicações no clima globalmente (Heimann & Reichstein, 2008). Uma forma de compreender parte desta dinâmica é percebida com a emissão de CO₂ do solo (FCO₂), que é relacionada a atividade metabólica dos microrganismos, da respiração das raízes da vegetação, decomposição e oxidação da matéria orgânica (Bronick & Lal, 2005; Chen *et al.*, 2018). O FCO₂ é o segundo maior fluxo de carbono entre os ecossistemas terrestres e o atmosférico (He *et al.*, 2023), que libera para atmosfera entre 68 e 75 Pg CO₂ ano⁻¹ (Mosier, 1998).

Por ser um produto da biota do solo, o FCO₂ é fortemente impactado por fatores climáticos, como as taxas de umidade e temperatura (Akande *et al.*, 2023). Além disso, fatores como mudança na composição da vegetação e a estabilidade do solo, também podem gerar impactos no FCO₂, devido ao impacto das atividades biológicas do solo resultante das raízes e da respiração heterotrófica associada (Nilahyane *et al.*, 2020), o que contribui para o aumento da concentração atmosférica de CO₂ e conseqüentemente com as alterações climáticas.

Atualmente, as alterações climáticas atingiram ponto de destaque em discussões e na gestão ambiental global (Ganesh & Pragasan, 2022). Nações em todo o mundo estabeleceram, individualmente e em conjunto, suas metas e estratégias para a mitigação dos efeitos climáticos (Ali *et al.*, 2021). Como exemplo, o Brasil se propôs a reduzir as emissões de gases de efeito

estufa (GEE) em 50% até o ano de 2030, bem como alcançar a neutralidade do balanço de carbono até 2050 (Morales *et al.*, 2023).

As reduções das emissões de GEE no Brasil são significativas para a mitigação da crise climática global, já que o país ocupa o quarto lugar das emissões (EVANS, 2020), e abriga ecossistemas que desempenham papéis importantes no ciclo global de carbono, nomeadamente Amazônia e Pantanal (Assis *et al.*, 2020; Curado *et al.*, 2024; Miguel da Costa *et al.*, 2024; Ruv Lemes *et al.*, 2023). Além disto, é destacável que se trata de assoma das 10 maiores economias globais, principalmente devido a sua agricultura (Raihan & Tuspekova, 2022).

O setor agrícola responde por 21% da soma de todas as riquezas produzidas no Brasil (Embrapa, 2020b), Soja, carne e eucalipto são de grande importância para a economia. A área cultivada com eucalipto corresponde a cerca de 5,5 milhões de hectares, e tem no estado do Mato do Grosso do Sul (MS) um importante polo de cultivo (Embrapa, 2019). A pecuária brasileira abriga cerca de 160 milhões de hectares de pastagens, sustentando mais de 200 milhões de animais, que fazem do Brasil um dos maiores rebanhos globais (Embrapa, 2020a), e no Pantanal é o principal vetor econômico.

Além da silvicultura e da pecuária, a cultura da soja também tem ganhado destaque nas propriedades rurais no Pantanal, a soja é o principal produto econômico nacional, visto que as características edáficas e climáticas fizeram do Brasil, o maior produtor e exportador de soja global (Brito *et al.*, 2023).

No entanto, em 2023 esses valores foram abaixo do esperado devido à ocorrência de períodos de estresses hídricos na época do plantio no cultivo da soja (CONAB, 2023) Provocado pelo fenômeno climático El Niño. Vários estudos têm apontado mudanças na frequência e intensidade do El Niño as alterações climáticas, o que demonstra a urgência de reduzir a intensidade e quantidade totais das emissões de CO₂ (Callahan *et al.*, 2021; Hund *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2023).

Comparar e compreender as variabilidades espacial e temporal do FCO₂ em de diferentes usos e ocupação do solo, é essencial para estabelecer os manejos e práticas agrícolas, que além do foco na produção também promova a preservação ambiental e a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas. Uma alternativa para avaliar a eficiência do processo de sequestro de carbono são os dados obtidos in situ com a câmara de efluxo de carbono do solo, resultando em alta precisão.

Em vista disso, os objetivos deste estudo foram i) estimar o modelo de fluxo de CO₂, temperatura (ST) e umidade do solo (UN), em dois anos seguidos (2022 e 2023); ii) analisar a relação entre essas variáveis em diferentes classes de uso e cobertura do solo (soja, eucalipto,

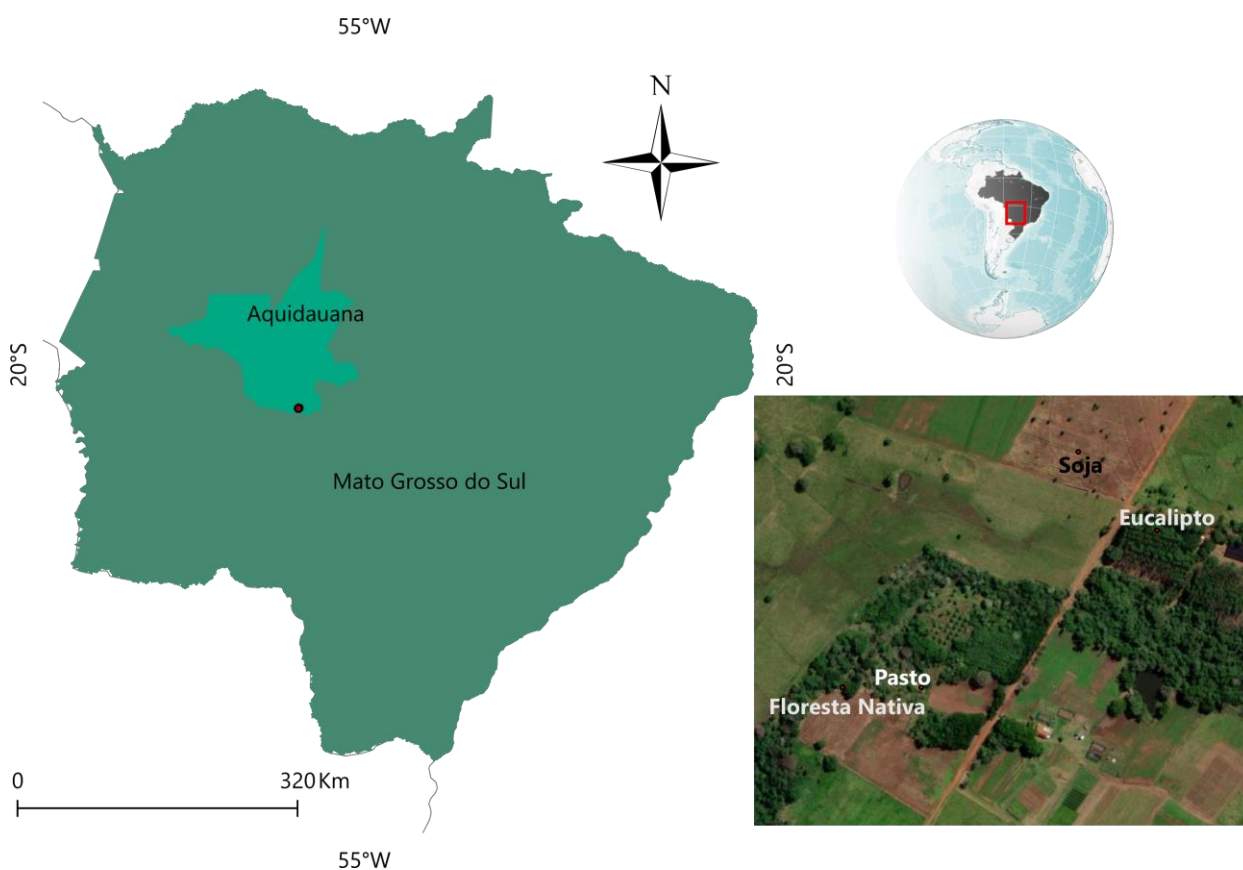
pastagem e vegetação nativa); e iii) identificar os usos do solo que apresentam as maiores taxas de fluxo de CO₂, e conseqüentemente estabelecer ações de mitigação de emissão de carbono para o Pantanal brasileiro.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de Estudo

O estudo foi realizado no campo experimental Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul - UEMS, localizada no município de Aquidauana estado do Mato Grosso do Sul, pertencente a ecorregião Ecótono Cerrado Pantanal (IBGE, 2019). De acordo com Koppen , o clima é classificado como tropical tipo Aw, com estação chuvosa de outubro a abril, e a seca de maio a setembro (Peel *et al.*, 2007), com precipitação média anual de 1.200 mm e temperaturas máximas e mínimas variando entre de 33 e 19 °C (Schiavo *et al.*, 2010).

Figura 1 – A área de estudo baseada no campo experimental Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul - UEMS, em Aquidauana, MS, Brasil.



Fonte: elaboração própria.

3.2.2 Coleção de dados *in situ*

Para a estimativa as emissões do fluxo de carbono do solo foram coletadas as seguintes variáveis efluxo de CO₂ do solo (FCO₂), umidade e temperatura. As coletas de FCO₂ (efluxo de CO₂ do solo) foram realizadas nos dias 19 de novembro de 2022 e 7 de dezembro de 2023, em áreas com diferentes usos do solo, (soja, eucalipto, pastagem e vegetação nativa) (Tabela

1). As áreas selecionadas apresentam histórico de manejo conhecido e eram cultivadas a pelo menos quatro anos. Na área cultivada com soja, as avaliações ocorreram durante o pico vegetativo da cultura, aproximadamente 60 dias após a emergência (DAE), cultivada no período de primeira safra (safra, cultura de verão).

As avaliações das emissões *in situ* de CO₂ do solo foram feitas em um transecto de 25 pontos de leitura, distribuídos em cada 10 metros em cada uso do solo. As amostras de FCO₂ foram coletadas entre 06:00 e 10:00 horas da manhã em ambos os anos do estudo, para reduzir a variabilidade no fluxo de CO₂ devido às flutuações diurnas de temperatura e focar na alteração espacial do FCO₂ entre os diferentes usos do solo.

3.2.3 Avaliação da emissão, temperatura e umidade de CO₂ do solo

As leituras foram realizadas utilizando o aparelho com o sistema portátil EGM-5 (PP-Systems, Amesbury, EUA), modelo AGA560, amplamente utilizado para aquisição de dados *in-situ* em pesquisas (Enache *et al.*, 2023; Xu *et al.*, 2023; Yu *et al.*, 2024). Este equipamento monitora as variações da concentração de CO₂ através da câmara de respiração do solo, por meio da espectroscopia de absorção óptica na região espectral infravermelha (ACS041). A câmara de respiração do solo consiste em um sistema fechado, com volume interno de 1171 ml e a área de contato circular de 78 cm², que foi acoplada sobre argolas de canos de PVC previamente acopladas no solo 24 horas antes das medições. Este procedimento é assim realizado para evitar perturbações que causam emissões adicionais de CO₂ do solo.

Em cada ponto de amostragem o FCO₂, foi medido ajustando a concentração de CO₂ no ar dentro da câmara conforme a regressão quadrática ao longo do tempo após seu fechamento e compensação de água. A mensuração das emissões FCO₂ durou 30s em cada ponto, e a pressão barométrica no interior da câmara foi calculada a cada 1,0s, o que totalizou 30 leituras por ponto de amostragem. O FCO₂ (μmol m⁻² s⁻¹) foi calculado conforme a Equação 1 (Parkinson, 1981).

$$FCO_2 = \frac{dC}{dT} \times \frac{P}{1013} \times \frac{273}{273 + T} \times \frac{V}{A} \times 44.615 \quad (1)$$

Em que dC é mudança na concentração de CO₂ em ppm; dT é o tempo de execução do processo (1 segundo); P é a pressão barométrica mensurada em (mbar); T é a temperatura do ar em °C; V é o volume da câmara do EGM5 em m³; A é a área dos anéis de PVC instalados no solo em m².

A temperatura e umidade do solo foram monitoradas utilizando o sensor ACS044, por meio de um dispositivo sensor HydraProbe (Stevens), o qual, que dispõe de uma sonda de 5,8 centímetros inserida no solo. As avaliações de temperatura e umidade foram realizadas simultaneamente com as medições de FCO₂ próximas às argolas de PVC dispostas para aferição de FCO₂.

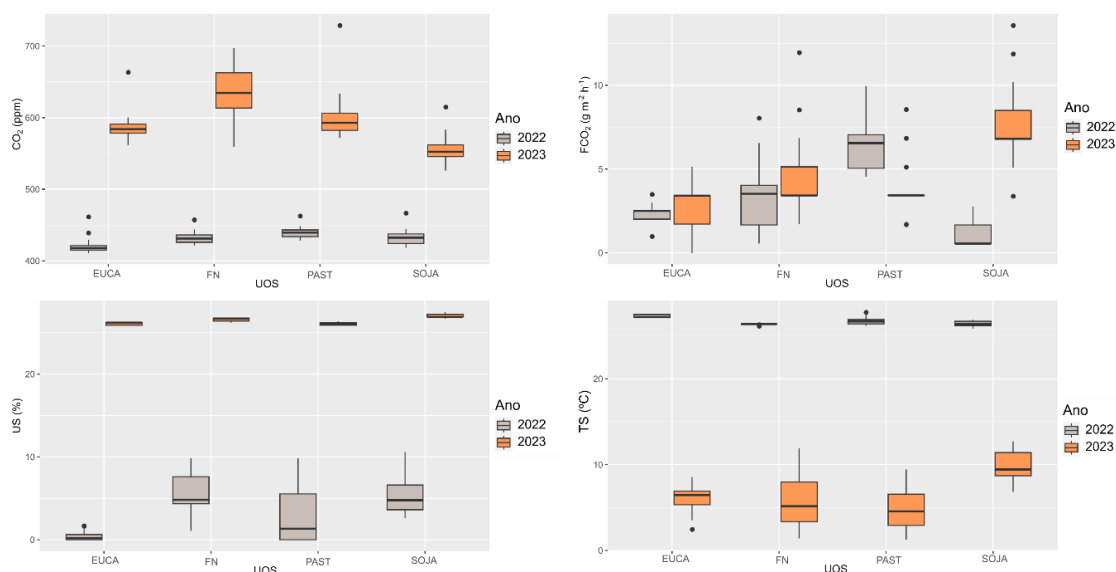
3.2.4 Análise estatística

Foram gerados boxplots a partir das análises realizadas com o software R, a fim de averiguar a dispersão das variáveis em cada uso do solo. Em seguida, a análise de componentes principais (PC) foi aplicada para verificar a relação entre as variáveis avaliadas com as classes e ano de uso do solo. A fim de estabelecer uma relação simples entre os fatores e os componentes incluiu-se uma matriz de componentes rotacionados usando a rotação ortogonal Varimax em combinação com a normalização de Kaiser (equalizando temporariamente as comunalidades durante a rotação). Posteriormente, foi realizada e plotada a correlação de Pearson com o conjunto de dados, para verificar se existe relação linear entre as variáveis avaliadas.

3.3 RESULTADOS

No ano de 2023, observou-se um aumento significativo no fluxo de CO₂ em todos os usos do solo no Pantanal, sendo os valores mais expressivos registrados na ocupação de Floresta Nativa (FN), (Figura 2). Ao analisar a emissão in situ de CO₂ do solo (FCO₂) ao longo de dois anos, nota-se resultados semelhantes entre 2022 e 2023 para as ocupações de solo de Eucalipto (EUCA) e Floresta Nativa (FN). No ano de 2023, observou-se um aumento notável na emissão de CO₂ no solo associado à cultura de Soja, enquanto, no ano anterior, essa emissão foi mais baixa. Por outro lado, em 2022, a ocupação de Pastagem (PAST) apresentou uma emissão mais elevada em comparação com o ano subsequente. A umidade do solo (US) apresentou valores maiores no ano de 2023, no mesmo ano a temperatura do solo apresentou valores mais baixos. Em 2022 o solo apresentou valores menores de US e maiores valores de TS.

Figura 2 – Boxplot para as variáveis de fluxo de CO₂, emissão in situ CO₂ do solo (FCO₂), umidade do solo (US) e temperatura do solo (TS) avaliadas nas diferentes ocupações do solo.

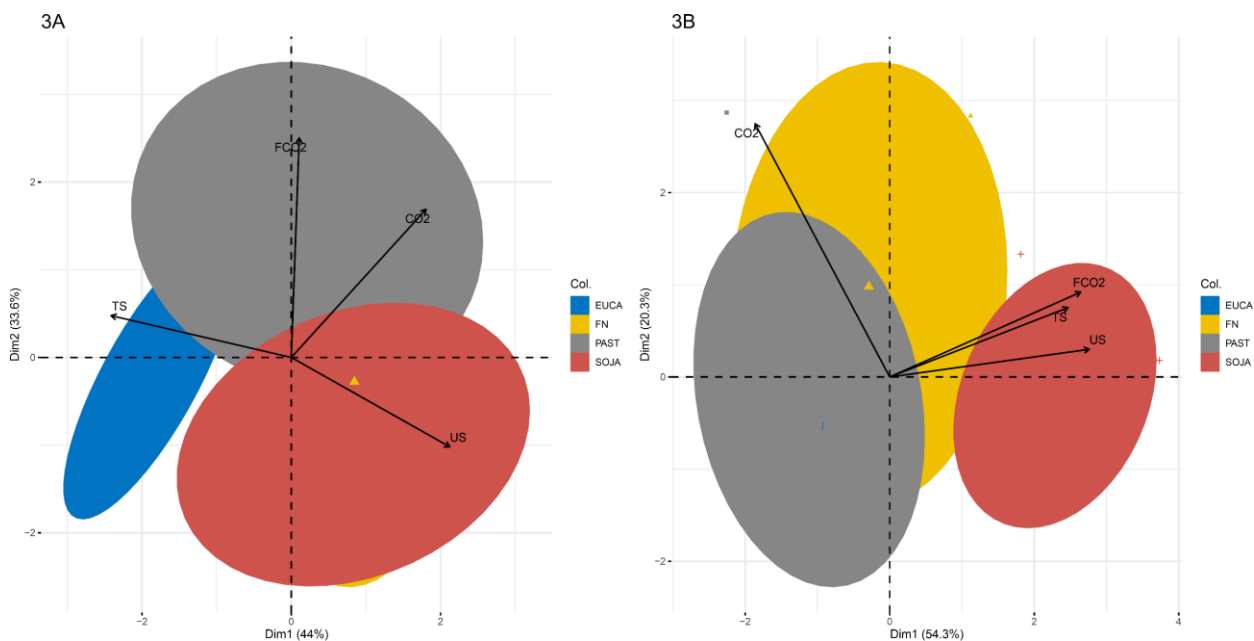


Fonte elaboração própria.

No ano de 2022, observou-se que os vetores CO₂ e FCO₂ apresentaram uma relação mais significativa com os solos ocupados por pastagem e floresta nativa. A umidade do solo (US) demonstrou uma maior relação pela proximidade do vetor com a área de soja e floresta nativa. Além disso, a temperatura do solo (TS) revelou uma associação mais expressiva com eucalipto (Figura 3^a). Já no ano de 2023, se destaca que o CO₂ estabeleceu maior relação com

a ocupação de floresta nativa, enquanto os demais vetores mostraram uma condição análoga com as áreas cultivadas com soja (Figura 3B).

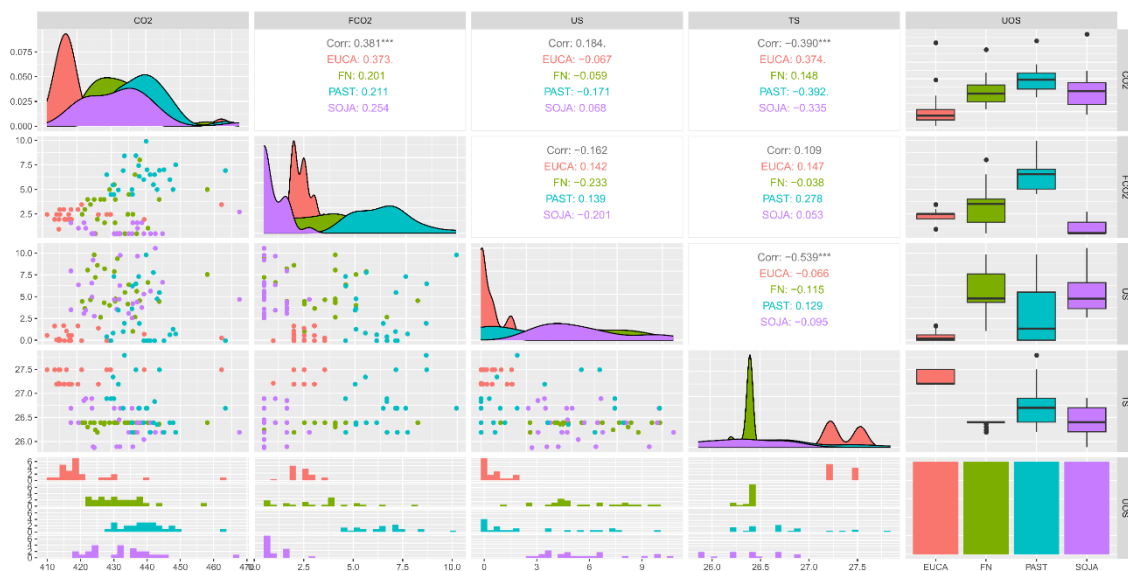
Figura 3 – Análise de componentes principais para as variáveis fluxo de CO₂, emissão *in situ* CO₂ do solo (FCO₂), umidade do solo (US) e temperatura do solo (TS) avaliadas em diferentes ocupações do solo; Pastagem (PAST), Floresta Nativa (FN), Soja e Eucalipto (EUCA) para os anos de 2022 (3A) e 2023 (3B).



Fonte: elaboração própria.

No ano de 2022, foram observadas correlações moderadas e positivas entre as variáveis FCO₂ e CO₂ (0,373), bem como entre TS e CO₂ (0,374) quando havia a ocupação do solo por eucalipto (Figura 4). Para as ocupações do solo por pastagem e soja foram identificadas correlação moderada e negativa entre a TS e CO₂. Considerando as correlações gerais, são destacáveis as correlações positiva moderada entre FCO₂ e CO₂ (0,381); moderada e negativa entre TS e CO₂ (-0,390), e correlação relativamente alta e negativa entre TS e US (-0,539).

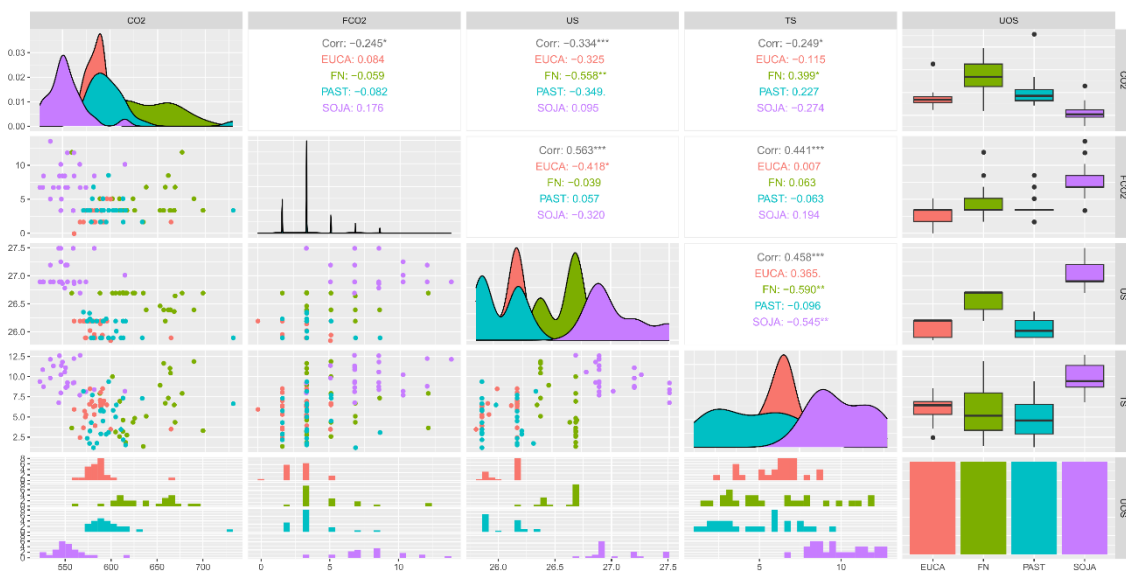
Figura 4 – Análise de correlação de Pearson para as variáveis fluxo de CO₂, emissão *in situ* CO₂ do solo (FCO₂), umidade do solo (US) e temperatura do solo (TS) avaliadas em diferentes ocupações do solo; Pastagem (PAST), Floresta Nativa (FN), Soja e Eucalipto (EUCA) no Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil no ano de 2022.



Fonte: elaboração própria.

No ano de 2023, houveram correlações significativamente altas e negativas entre US e CO₂ (-0,558) quando o solo foi ocupado por FN; US e FCO₂ (-0,418) quando ocupado por EUCA; TS e US quando ocupados por FN (-0,590) e SOJA (-0,545). Correlações de grau moderado e negativo podem ser observadas entre US e CO₂ nos usos do solo EUCA (-0,325) e PAST (-0,349); TS e CO₂ no uso FN (0,399); US e FCO₂ no uso SOJA (-0,320); TS e US no uso EUCA (-0,365). Nas correlações gerais houve correlações altas e positivas entre US e FCO₂ (0,563), TS e FCO₂ (0,441), TS e US (0,458) e moderada e negativa entre US e CO₂ (-0,334) (Figura 5).⁷

Figura 5 – Análise de correlação de Pearson para as variáveis fluxo de CO₂, emissão in situ CO₂ do solo (FCO₂), umidade do solo (US) e temperatura do solo (TS) avaliadas diferentes ocupações do solo do experimento; Pastagem (PAST), Floresta Nativa (FN), Soja e Eucalipto (EUCA) no Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil no ano de 2023, para o ano de 2023.



Fonte: elaboração própria.

3.4 DISCUSSÃO

A partir dos resultados, se nota a variação espacial e temporal entre os usos do solo, fato relatado por outros autores (Canteral *et al.*, 2023; Rossi *et al.*, 2023; Terçariol *et al.*, 2016; Vicentini *et al.*, 2019). As variações entre os usos do solo sugerem que o FCO₂ é dependente de diferentes fatores, como características edáficas, quantidade e disposição da matéria orgânica do solo (He *et al.*, 2023), características da vegetação (Tang *et al.*, 2020) e disponibilidade ou ausência de água (Chen *et al.*, 2011).

Os aumentos significativos detectados em todos os usos do solo em 2023 coincidiram com eventos de precipitação anteriores ao dia da coleta. A temperatura e a umidade são decisivas na regulação das variações do FCO₂ em solos tropicais, bem como as alterações nas taxas de umidade podem embasar perfeitamente a oscilação do FCO₂ neste estudo. Uma vez que há ocupação dos poros do solo pela água, o FCO₂ é deslocado para a atmosfera (Akande *et al.*, 2023; Xavier *et al.*, 2020). O aumento das taxas de umidade ainda pode intensificar a atividade microbiana e atividade radicular da cultura (Tavares *et al.*, 2016). Ainda, o fluxo pluviométrico de cheia e seca pode aumentar as taxas de renovação de C do solo, contribuindo para a natureza não cumulativa de carbono no solo (Johnson *et al.*, 2013).

Embora, as alterações da temperatura podem não explicar totalmente a variação do FCO₂ e CO₂ em todos os usos do solo no Pantanal, pois é possível que as temperaturas do solo não sofram variações significativas de um ano para outro e não causam efeitos diferentes observados em outro período (Johnson *et al.*, 2013). Entretanto, o ano de 2023, foi um ano atípico com ocorrência do fenômeno climático El Niño e com registro de nove ondas de calor, e as duas últimas atuando nos meses de novembro e dezembro, provocando um aumento de temperatura de 3° a 5°C (Inmet, 2023). A elevação da temperatura acelera a decomposição da matéria orgânica em virtude da rápida atividade microbiana. Tal processo intensifica a respiração do solo e por conseguinte a liberação de CO₂ para a atmosfera, ao mesmo tempo que impulsiona o desenvolvimento das plantas que sequestram carbono e o armazenam na biomassa e no solo. Trazendo efeitos tanto positivos quanto negativos para este fator (Kuzyakov & Domanski, 2000; Navarro-Pedreño *et al.*, 2021).

Embora a magnitude do FCO₂ cresça com a elevação das taxas de água no solo, a análise de componentes principais mostram que a diferença pluviométrica entre os períodos de estudo não foi suficiente para responder às variações de valores de FCO₂ significativas entre os diferentes usos do solo, indicando que essa variação pode estar relacionada a fatores como propriedade de solo (Panosso *et al.*, 2011), manejo do solo, (Figueiredo *et al.*, 2017), bioma

(Akande *et al.*, 2023; Teodoro *et al.*, 2024), espécie de árvore (Canteral *et al.*, 2023), microbiota do solo (Moitinho *et al.*, 2021), estoque de carbono do solo e histórico do uso do solo (Levasseur *et al.*, 2023). As menores emissões foram detectadas na ocupação com eucalipto, nos dois anos.

A adoção de espécies de silvicultura de crescimento rápido, como eucalipto, em geral pode acentuar o sequestro de carbono (Ameray *et al.*, 2021). O sequestro do CO₂ pode ocorrer acima e abaixo do solo para construção da biomassa vegetal (caule, troncos, galhos, folhas e serrapilheira), e é distribuído como biomassa abaixo do solo para depósitos e o crescimento radicular (Chavan *et al.*, 2023; Ganesh & Pragasan, 2022). Já os maiores valores de FCO₂ foram encontrados na soja em 2023, e na área com pastagem em ambos os anos do estudo, esses resultados podem ter influência do preparo intensivo do solo, que pode acelerar a decomposição da matéria orgânica, danificar as camadas do solo e conseqüentemente influenciar as emissões de FCO₂. Já as áreas com pastagens com pouca ou sem rotação do pastejo e baixa manutenção pode comprometer o vigor vegetativo e recuperação das pastagens promovendo a degradação da área e impulsionando o aumento das emissões de FCO₂.

Para atingir o O emprego de práticas de manejos associadas à redução das emissões, assim como impulsionar o sequestro e estoque de carbono no solo, se faz primordial para as mitigações e compensações das emissões de carbono do setor agrícola, além de aumentar a sustentabilidade e a produtividade do setor. Nesta perspectiva, a ideia de neutralização, através da mitigação e sequestro de carbono em determinada área para a compensação das emissões de outrora, se torna uma estratégia promissora da política climática fundamentada no mercado global (Reed *et al.*, 2021).

As alternativas para a reduzir as emissões de CO₂ do setor agrícola incluem a redução das emissões das fontes atuais e a criação e fortalecimento de culturas que funcionam como sumidouros de carbono, no caso deste estudo o eucalipto, este processo inclui o estoque de carbono em solos manejados e o sequestro de C após a reversão de terras agrícolas excedentes em ecossistemas naturais (Follett, 1993).

A renovação das pastagens, por exemplo, além de extinguir a morte súbita das gramíneas, pode potencializar o aumento dos estoques de carbono no solo, e reduzir a pegada de CO₂ na produção de bovinos (Eri *et al.*, 2020). Outra estratégia é a adoção de sistemas integrados lavoura-pecuária, que aprimora a capacidade do solo de atuar como sumidouro de carbono, assim como melhoram a fisiologia da soja pelo aumento de carbono incorporado no ecossistema por meio da fotossíntese (Gonçalves *et al.*, 2023). A intercalação de uma leguminosa e gramínea na safra e safrinha se mostra eficaz para potencializar as reduções de emissões CO₂ no sistema de plantio direto (de Araújo Santos *et al.*, 2019). Além disso, o uso de leguminosas associadas

à rotação de cultura pode promover as atividades da microbiota do solo, melhorando o armazenamento de carbono e a saúde do solo (Zegada-Lizarazu *et al.*, 2022).

Desse modo, a estimativa das variações do FCO₂ em zonas úmidas nativas ou áreas de culturas perenes ou efêmeras, assim como reconhecer seus fatores limitantes possibilitam a previsão do balanço global de carbono e suas contribuições nas alterações climáticas (Song; Zhu; Chen, 2021). No entanto, as variáveis analisadas não proporcionam uma compreensão do todo. Deste modo, se cria um espaço de pesquisa que contemple a dinâmica temporal dos estoques de carbono. Em se tratando do pantanal, as condições climáticas de ondas de calor e períodos de estresse hídrico devem ser consideradas, bem como das especificidades de efluxo de CO₂ do solo e a abundância dos microorganismos do solo nos diferentes tipos de ocupação.

3.5 CONCLUSÃO

Os resultados sugerem que existem variações nas emissões de CO₂ do solo (FCO₂), entre os diferentes usos do solo e entre os anos. Em 2023 foram detectadas as maiores emissões de FCO₂ em todos os usos do solo, associado com alta de umidade do solo, além disso as anomalias térmicas em 2023 também favoreceram os aumentos das emissões nas áreas cultivadas com soja e pastagens. Indicando que esses UCSs podem estar atuando com emissores de CO₂ para atmosfera. O uso com as menores emissões de FCO₂ foi o cultivo de eucalipto, sugerindo que esta cultura pode ser eficiente para alcançar as metas de reduções de emissões de CO₂, previstas nas políticas ambientais atuais. Neste cenário, a adoção de práticas de manejo que visam a redução das emissões de CO₂ e conservem as propriedades fisiológicas do solo podem garantir a sustentabilidade do sistema agrícola, assim como contribuir como os acordos internacionais firmados pelo Brasil.

REFERÊNCIAS

- AKANDE, Oluwabunmi J. *et al.* Meta-analysis shows forest soil CO_2 effluxes are dependent on the disturbance regime and biome type. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 26, n. 5, p. 765–777, 2023.
- ALI, Shahid *et al.* International trade and environmental performance in top CO_2 -emitters countries: The role of CO_2 -innovation and renewable energy consumption. **Sustainable Development**, [s. l.], v. 29, n. 2, p. 378–387, 2021.
- AMERAY, Abderrahmane *et al.* Forest Carbon Management: a Review of Silvicultural Practices and Management Strategies Across Boreal, Temperate and Tropical Forests. **Current Forestry Reports**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. 245–266, 2021.
- ASSIS, Talita Oliveira *et al.* CO_2 emissions from forest degradation in Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, [s. l.], v. 15, n. 10, p. 104035, 2020.
- BRITO, Thyago *et al.* Life Cycle Assessment for Soybean Supply Chain: A Case Study of State of Pará, Brazil. **Agronomy**, [s. l.], v. 13, n. 6, p. 1648, 2023.
- BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, [s. l.], v. 124, n. 1–2, p. 3–22, 2005.
- CALLAHAN, Christopher W. *et al.* Robust decrease in El Niño/Southern Oscillation amplitude under long-term warming. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 11, n. 9, p. 752–757, 2021.
- CANTERAL, Kleve Freddy Ferreira *et al.* Machine learning for prediction of soil CO_2 emission in tropical forests in the Brazilian Cerrado. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 30, n. 21, p. 61052–61071, 2023.
- CHAVAN, Sangram Bhanudas *et al.* Carbon Sequestration Potential of Commercial Agroforestry Systems in Indo-Gangetic Plains of India: Poplar and Eucalyptus-Based Agroforestry Systems. **Forests**, [s. l.], v. 14, n. 3, p. 559, 2023.
- CHEN, Ji *et al.* A keystone microbial enzyme for nitrogen control of soil carbon storage. **Science Advances**, [s. l.], v. 4, n. 8, 2018.
- CHEN, Xuexia *et al.* Detecting post-fire burn severity and vegetation recovery using multitemporal remote sensing spectral indices and field-collected composite burn index data in a ponderosa pine forest. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 32, n. 23, p. 7905–7927, 2011.
- CONAB; COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **BOLETIM DA SAFRA DE GRÃOS-4º Levantamento - Safra 2023/24**. [s. l.: s. n.], 2023.
- CURADO, Leone F. A. *et al.* Effect of biomass burning emission on carbon assimilation over Brazilian Pantanal. **Theoretical and Applied Climatology**, [s. l.], v. 155, n. 2, p. 999–1006, 2024.
- DALMAGRO, Higo J. *et al.* Net carbon dioxide exchange in a hyperseasonal cattle pasture in the northern Pantanal wetland of Brazil. **Agricultural and Forest Meteorology**, [s. l.], v.

324, p. 109099, 2022.

DE ARAÚJO SANTOS, Gustavo André *et al.* Effects of long-term no-tillage systems with different succession cropping strategies on the variation of soil CO₂ emission. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 686, p. 413–424, 2019.

DE PAULA, Josiane Santos Batista Carioca *et al.* RELATO SOBRE O EFEITO ESTUFA: UM ESTUDO DE CASO SOBRE AS ÁGUAS INTERIORES PANTANEIRAS. **REVISTA FOCO**, [s. l.], v. 16, n. 10, p. e3285, 2023.

EMBRAPA. **Eucalipto - Portal Embrapa**. [S. l.], 2019. Disponível em: <https://www.embrapa.br/florestas/transferencia-de-tecnologia/eucalipto>. Acesso em: 28 jan. 2024.

EMBRAPA. **Pastagens - Portal Embrapa**. [S. l.], 2020a. Disponível em: <https://www.embrapa.br/portfolio/pastagens>. Acesso em: 28 jan. 2024.

EMBRAPA. **VII Plano Diretor da Embrapa - A agricultura brasileira**. [S. l.], 2020b. Disponível em: <https://www.embrapa.br/vii-plano-diretor/a-agricultura-brasileira>. Acesso em: 28 jan. 2024.

ENACHE, N *et al.* Analysis of the results from the applied technologies for carbon dioxide sampling in aquatic ecosystems. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, [s. l.], v. 1216, n. 1, p. 012006, 2023.

ERI, Marta *et al.* Capitalizing on opportunities provided by pasture sudden death to enhance livestock sustainable management in Brazilian Amazonia. **Environmental Development**, [s. l.], v. 33, p. 100499, 2020.

EVANS, SIMÃO. Carbon Brief. *In:* , 2020. **EGU General Assembly Conference Abstracts**. [S. l.: s. n.], 2020. p. 22695. Disponível em: <https://www.carbonbrief.org/analysis-which-countries-are-historically-responsible-for-climate-change/>. Acesso em: 19 jan. 2024.

FIGUEIREDO, Eduardo Barretto de *et al.* Soil CO₂ –C Emissions and Correlations with Soil Properties in Degraded and Managed Pastures in Southern Brazil. **Land Degradation & Development**, [s. l.], v. 28, n. 4, p. 1263–1273, 2017.

FOLLETT, R. F. Global Climate Change, U.S. Agriculture, and Carbon Dioxide. **Journal of Production Agriculture**, [s. l.], v. 6, n. 2, p. 181–190, 1993.

GANESH, K. P.; PRAGASAN, L. Arul. Effects of nitrogen addition on *Eucalyptus globulus* growth and carbon sequestration potential under various CO₂ climatic conditions. **Geology, Ecology, and Landscapes**, [s. l.], p. 1–9, 2022.

GONÇALVES, Diogo Nunes *et al.* Transformers for mapping burned areas in Brazilian Pantanal and Amazon with PlanetScope imagery. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, [s. l.], v. 116, 2023.

HE, Ping *et al.* Seasonal Dynamics of Soil Respiration and Its Autotrophic and Heterotrophic Components in Subtropical Camphor Forests. **Forests**, [s. l.], v. 14, n. 12, p. 2397, 2023.

HEIMANN, Martin; REICHSTEIN, Markus. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and

climate feedbacks. **Nature**, [s. l.], v. 451, n. 7176, p. 289–292, 2008.

HUND, Silja V. *et al.* Changing Water Resources Under El Niño, Climate Change, and Growing Water Demands in Seasonally Dry Tropical Watersheds. **Water Resources Research**, [s. l.], v. 57, n. 11, 2021.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil - 1:250 000*. [s. l.], 2019.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia, Ministério da Agricultura e Pecuária. **Nova onda de calor atinge o Brasil nos próximos dias**. [S. l.], 2023. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/noticias/nova-onda-de-calor-atinge-o-brasil-nos-pr%C3%B3ximos-dias>. Acesso em: 29 jan. 2024.

JOHNSON, Mark S. *et al.* Soil CO₂ Dynamics in a Tree Island Soil of the Pantanal: The Role of Soil Water Potential. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 8, n. 6, p. e64874, 2013.

KUZYAKOV, Yakov; DOMANSKI, Grzegorz. Carbon input by plants into the soil. Review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, [s. l.], v. 163, n. 4, p. 421–431, 2000.

LEVASSEUR, Patrick A. *et al.* Soil carbon pools and fluxes following the greening of a mining and smelting degraded landscape. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 904, p. 166734, 2023.

LIU, Yi *et al.* Nonlinear El Niño impacts on the global economy under climate change. **Nature Communications**, [s. l.], v. 14, n. 1, p. 5887, 2023.

MIGUEL DA COSTA, Luis *et al.* Exploring CO₂ Anomalies in Brazilian Biomes Combining OCO-2 & 3 data: Linkages to Wildfires Patterns. **Advances in Space Research**, [s. l.], 2024.

MOITINHO, Mara Regina *et al.* Soil CO₂ emission and soil attributes associated with the microbiota of a sugarcane area in southern Brazil. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 8325, 2021.

MORALES, Marina Moura *et al.* Eucalyptus Carbon Stock Research in an Integrated Livestock-Forestry System in Brazil. **Sustainability**, [s. l.], v. 15, n. 10, p. 7750, 2023.

MOSIER, A. R. Soil processes and global change. **Biology and Fertility of Soils**, [s. l.], v. 27, n. 3, p. 221–229, 1998.

NAVARRO-PEDREÑO, Jose; ALMENDRO-CANDEL, María Belén; ZORPAS, Antonis A. **The Increase of Soil Organic Matter Reduces Global Warming, Myth or Reality?**. [S. l.]: MDPI, 2021.

NILAHYANE, Abdelaziz *et al.* Cover crop effects on soil carbon dioxide emissions in a semiarid cropping system. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, [s. l.], v. 3, n. 1, 2020.

PANOSSO, A.R. *et al.* Soil CO₂ emission and its relation to soil properties in sugarcane areas under Slash-and-burn and Green harvest. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 111, n. 2, p. 190–196, 2011.

PARKINSON, K. J. An Improved Method for Measuring Soil Respiration in the Field. **The Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 18, n. 1, p. 221, 1981.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, [s. l.], v. 11, n. 5, p. 1633–1644, 2007.

PICEK, Tomáš; ČÍŽKOVÁ, Hana; DUŠEK, Jiří. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland—Plants as important sources of carbon. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 98–106, 2007.

RAIHAN, Asif; TUSPEKOVA, Almagul. Dynamic impacts of economic growth, energy use, urbanization, tourism, agricultural value-added, and forested area on carbon dioxide emissions in Brazil. **Journal of Environmental Studies and Sciences**, [s. l.], v. 12, n. 4, p. 794–814, 2022.

REED, Cody C. *et al.* Montane Meadows: A Soil Carbon Sink or Source?. **Ecosystems**, [s. l.], v. 24, n. 5, p. 1125–1141, 2021.

RODRIGUES, Cristina I. Dias; BRITO, Luís Miguel; NUNES, Leonel J. R. Soil Carbon Sequestration in the Context of Climate Change Mitigation: A Review. **Soil Systems**, [s. l.], v. 7, n. 3, p. 64, 2023.

ROSSI, Fernando Saragosa *et al.* Implications of CO₂ emissions on the main land and forest uses in the Brazilian Amazon. **Environmental Research**, [s. l.], v. 227, p. 115729, 2023.

RUV LEMES, Murilo *et al.* Impacts of atmospheric <sc>CO₂</sc> increase and Amazon deforestation on the regional climate: A water budget modelling study. **International Journal of Climatology**, [s. l.], v. 43, n. 3, p. 1497–1513, 2023.

SCHIAVO, Jolimar Antonio *et al.* Caracterização e classificação de solos desenvolvidos de arenitos da formação Aquidauana-MS. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 881–889, 2010.

SONG, Xiliang; ZHU, Yihao; CHEN, Weifeng. Dynamics of the soil respiration response to soil reclamation in a coastal wetland. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 2911, 2021.

TANG, Xiaolu *et al.* Global patterns of soil heterotrophic respiration – A meta-analysis of available dataset. **CATENA**, [s. l.], v. 191, p. 104574, 2020.

TAVARES, Rose Luiza Moraes *et al.* Spatial and Temporal Variability of Soil CO₂ Flux in Sugarcane Green Harvest Systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 40, n. 0, 2016.

TEODORO, Paulo Eduardo *et al.* Soil CO₂ emissions under different land-use managements in Mato Grosso do Sul, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 434, p. 139983, 2024.

TERÇARIOL, Maira Caroline *et al.* SPATIAL VARIABILITY OF SOIL CO₂ EMISSION IN SOYBEAN AND SUGARCANE AREAS IN MATO GROSSO DO SUL CERRADO, BRAZIL. **Journal of Geospatial Modelling**, [s. l.], v. 2, n. 1, p. 45, 2016.

VALDEZ ACHUCARRO, Iris Carolina; ANDRIEU, Julien; BOUISSOU, Stéphane. Land cover dynamics in the Paraguayan Pantanal in the timeframe 1987–2020. **Regional Environmental Change**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 11, 2023.

VICENTINI, Maria Elisa *et al.* CO₂ emission and its relation to soil temperature, moisture, and O₂ absorption in the reforested areas of Cerrado biome, Central Brazil. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 444, n. 1–2, p. 193–211, 2019.

XAVIER, Clariana Valadares *et al.* Crop rotation and sequence effects on temporal variation of CO₂ emissions after long-term no-till application. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 709, p. 136107, 2020.

XU, Mengjie *et al.* Impacts of aquaculture on the area and soil carbon stocks of mangrove: A machine learning study in China. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 859, p. 160173, 2023.

YAO, Xiaochen; SONG, Changchun. Effect of different factors dominated by water level environment on wetland carbon emissions. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 29, n. 49, p. 74150–74162, 2022.

YU, Soonyoung *et al.* Estimating annual CO₂ emissions and building a leakage scenario in a tectonically quiescent area. **Journal of Geochemical Exploration**, [s. l.], v. 257, p. 107371, 2024.

ZEGADA-LIZARAZU, Walter *et al.* The effects of integrated food and bioenergy cropping systems on crop yields, soil health, and biomass quality: The EU and Brazilian experience. **GCB Bioenergy**, [s. l.], v. 14, n. 5, p. 522–538, 2022.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No capítulo 1 verificou-se que os incêndios do bioma Pantanal brasileiro são resultados de um conjunto de fatores climáticos e antrópicos. Entre os fatores climáticos, o baixo índice de precipitação de 2019 e 2020 teve forte influência nos eventos incendiários de 2020. Este mesmo ano o índice do Δ NBR detectou a maior detecção de áreas classificadas como alta gravidade. Além disso, o volume de chuva de 2018 teve ação sobre a produção primária bruta (GPP), essa matéria vegetal foi ressecada pela seca dos anos seguintes, se transformado em combustível para os incêndios de 2020. Os municípios de Poconé, Cáceres ambos no estado de Mato Grosso e Corumbá no estado do Mato Grosso do Sul foram classificados com alto risco de recorrência de incêndios. É importante ressaltar que a definição das áreas de risco é promissora para a tomada de decisão para orientação dos recursos e para o combate e prevenção dos incêndios na região.

No capítulo 2 foram detectadas as maiores emissões de fluxos de CO_2 do solo (FCO_2) nos UOS cultivados com soja (2023) e pastagem (2022). O ano de 2023 foi o ano com as maiores emissões de FCO_2 , o ano em que as datas de coleta coincidiram com altas taxas de precipitação anteriores aos dias de coleta, aumentando a umidade do solo, proporcionando a entrada de água no e favorecendo o deslocamento dos gases presente no solo para atmosfera. É relevante enfatizar que estes resultados são importantes para apontar os UOS com maiores emissões de FCO_2 para estabelecer técnicas de manejos que visam reduzir as emissões dessas culturas.

5 RECOMENDAÇÕES FUTURAS

Futuras pesquisas devem considerar a diversidade da topografia e ecossistemas dentro do bioma Pantanal, explorando as diferenças na ocorrência de incêndios e nas emissões de dióxido de carbono das várias unidades fitofisionômicas pantaneiras, como a vegetação arbórea mais densa, campos com gramíneas, florestas semidecíduas e floresta. Além dos fatores topográficos e da fitofisionomia, a sazonalidade da estação chuvosa e seca podem contribuir com resultados que podem colaborar com respostas sobre as alterações climáticas.

APÊNDICES

Tabela Apêndice 1 Valores de focos de incêndio, chuva, fluxo de CO₂, densidade de focos de incêndio e PPB distribuídos no Pantanal de MT e MS entre os anos de 2001 a 2022.

Anos	Mato Grosso					Mato Grosso Do Sul				
	GPP	Chuva	CO ₂ Fluxo	Foco fogo	Densidade	GPP	Chuva	CO ₂ Flux0	Foco Fogo	Density
2001	0,01	1295,89	0,89	3136	0,0006	0,01	1240,15	1,05	5786	0,0006
2002	0,01	1055,59	0,85	5515	0,0010	0,01	799,43	1,19	20243	0,0021
2003	0,01	1229,23	0,86	2079	0,0004	0,01	1216,56	0,95	4401	0,0005
2004	0,01	1199,53	0,83	5280	0,0010	0,01	1113,10	0,82	9357	0,0010
2005	0,01	1141,67	0,91	6156	0,0012	0,01	1103,00	1,17	18400	0,0019
2006	0,02	1408,13	0,98	1081	0,0002	0,01	1229,33	1,03	4668	0,0005
2007	0,01	1196,22	0,92	4601	0,0009	0,01	1134,06	1,21	13779	0,0014
2008	0,02	1195,54	0,85	3725	0,0007	0,01	1137,06	0,89	5456	0,0006
2009	0,02	1245,04	0,92	935	0,0002	0,02	1069,04	0,90	10657	0,0011
2010	0,02	924,48	1,04	7506	0,0014	0,02	904,65	1,16	8408	0,0009
2011	0,02	1244,52	0,92	3963	0,0007	0,02	1217,83	0,99	4412	0,0005
2012	0,02	1197,13	0,41	2289	0,0004	0,02	1084,94	0,69	11329	0,0012
2013	0,02	1078,96	0,54	3199	0,0006	0,02	1145,52	0,58	4345	0,0004
2014	0,02	1505,54	0,52	759	0,0001	0,02	1385,18	0,60	1988	0,0002
2015	0,02	1224,02	0,22	2469	0,0005	0,02	1203,73	0,26	5901	0,0006
2016	0,02	1290,85	0,57	1360	0,0003	0,02	1279,80	0,77	9118	0,0009
2017	0,03	1337,85	0,54	3261	0,0006	0,02	1349,52	0,54	7094	0,0007
2018	0,03	1513,32	0,57	919	0,0002	0,03	1365,38	0,52	2098	0,0002
2019	0,03	950,74	0,49	3529	0,0007	0,02	906,90	0,61	18637	0,0019
2020	0,02	762,85	0,82	31112	0,0058	0,02	902,40	0,74	19047	0,0020
2021	0,02	1105,40	0,67	5246	0,0010	0,02	990,49	0,93	14049	0,0014
2022	0,03	984,98	0,46	465	0,0001	0,02	861,80	0,61	2369	0,0002

Fonte: elaboração própria.

Tabela Apêndice 2- Estatísticas descritivas dos focos de incêndio, via plataforma FIRMS, detectados no bioma Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022.

Anos	Erro		Desvio			Mínimo	Máximo	Soma
	Média	Padrão	Mediana	Padrão	Variância			
2001	740,92	322,16	146,5	1115,99	1245442,81	35	3075	8891
2002	2150,58	760,23	743	2633,53	6935463,54	27	6055	25807
2003	546,42	175,39	307,5	607,57	369141,36	64	2051	6557
2004	1211,83	544,56	378	1886,41	3558556,88	38	6376	14542
2005	2072,50	1027,51	633,5	3559,40	12669321,55	29	12182	24870
2006	492,58	169,32	196	586,53	344011,90	35	1749	5911
2007	1535,17	865,32	272	2997,56	8985366,70	10	10422	18422
2008	765,17	295,99	212	1025,33	1051295,79	34	3141	9182
2009	1013,25	220,05	887,5	762,28	581065,66	107	2353	12159
2010	1322,83	515,20	615	1784,69	3185133,42	51	6083	15874
2011	699,58	242,87	229,5	841,33	707842,45	4	2237	8395
2012	1141,33	466,54	339	1616,12	2611859,15	171	4827	13696
2013	628,75	215,86	226	747,75	559137,11	30	2494	7545
2014	221,83	76,13	120	263,73	69555,42	21	886	2662
2015	697,42	214,22	300	742,07	550661,17	59	2143	8369
2016	875,17	363,09	197	1257,77	1581992,52	47	4039	10502
2017	863,33	390,89	303,5	1354,07	1833516,06	49	4811	10360
2018	252,58	108,94	62,5	377,39	142423,36	12	1330	3031
2019	1848,25	621,91	706	2154,35	4641226,93	142	5837	22179
2020	4106,08	1638,69	1260	5676,59	32223649,36	289	18137	49273
2021	1599,92	701,45	299	2429,91	5904445,36	99	6624	19199
2022	337,08	71,33	297	247,09	61054,45	0	719	4045

Fonte: elaboração própria.

Tabela Apêndice 3 - Estatísticas descritivas de precipitação em mm, via dados CHIRPS, no bioma Pantanal brasileiro entre 2001 e 2022,

Anos	Média	Erro Padrão	Mediana	Desvio Padrão	Variância	Mínimo	Máximo
2001	740,92	322,16	146,5	1115,99	1245442,81	35	3075
2002	2150,58	760,23	743	2633,53	6935463,54	27	6055
2003	546,42	175,39	307,5	607,57	369141,36	64	2051
2004	1211,83	544,56	378	1886,41	3558556,88	38	6376
2005	2072,50	1027,51	633,5	3559,40	12669321,55	29	12182
2006	492,58	169,32	196	586,53	344011,90	35	1749
2007	1535,17	865,32	272	2997,56	8985366,70	10	10422
2008	765,17	295,99	212	1025,33	1051295,79	34	3141
2009	1013,25	220,05	887,5	762,28	581065,66	107	2353
2010	1322,83	515,20	615	1784,69	3185133,42	51	6083
2011	699,58	242,87	229,5	841,33	707842,45	4	2237
2012	1141,33	466,54	339	1616,12	2611859,15	171	4827
2013	628,75	215,86	226	747,75	559137,11	30	2494
2014	221,83	76,13	120	263,73	69555,42	21	886
2015	697,42	214,22	300	742,07	550661,17	59	2143
2016	875,17	363,09	197	1257,77	1581992,52	47	4039
2017	863,33	390,89	303,5	1354,07	1833516,06	49	4811
2018	252,58	108,94	62,5	377,39	142423,36	12	1330
2019	1848,25	621,91	706	2154,35	4641226,93	142	5837
2020	4106,08	1638,69	1260	5676,59	32223649,36	289	18137
2021	1599,92	701,45	299	2429,91	5904445,36	99	6624
2022	337,08	71,33	297	247,09	61054,45	0	719

Fonte: elaboração própria.

Tabela Apêndice 4 - Estatísticas Descritivas Valores de Fluxo de CO₂ via MODIS /MODO9A1, detectados no bioma Pantanal Brasileiro, entre 2001 e 2022,

Anos	Média	Erro Padrão	Mediana	Desvio Padrão	Variância	Mínimo	Máximo	Soma
2001	1,93	0,30	1,94	1,03	1,07	0,55	3,79	23,22
2002	2,03	0,32	1,94	1,10	1,22	0,47	3,40	24,39
2003	1,81	0,33	1,73	1,16	1,34	0,33	3,69	21,76
2004	1,65	0,34	1,67	1,17	1,38	0,43	4,42	19,76
2005	2,08	0,42	1,91	1,46	2,13	0,41	4,75	24,96
2006	2,01	0,39	1,66	1,35	1,81	0,52	5,10	24,06
2007	2,14	0,50	1,91	1,72	2,96	0,34	6,33	25,64
2008	1,74	0,30	1,80	1,05	1,11	0,25	3,51	20,94
2009	1,82	0,29	1,87	1,01	1,01	0,17	3,24	21,83
2010	2,20	0,43	2,17	1,50	2,25	0,19	4,90	26,39
2011	1,91	0,38	1,97	1,30	1,69	0,11	4,82	22,89
2012	1,10	0,38	0,64	1,31	1,72	-0,33	4,07	13,18
2013	1,12	0,29	1,29	1,01	1,02	-0,29	2,78	13,47
2014	1,12	0,37	0,96	1,30	1,68	-0,26	4,31	13,48
2015	0,48	0,21	0,32	0,72	0,52	-0,48	1,71	5,76
2016	1,34	0,36	1,22	1,26	1,59	-0,33	4,07	16,08
2017	1,08	0,29	1,09	1,00	1,01	-0,32	2,70	13,00
2018	1,08	0,20	1,01	0,69	0,48	-0,17	2,25	12,99
2019	1,10	0,34	0,68	1,17	1,37	-0,42	3,03	13,21
2020	1,56	0,51	0,83	1,77	3,13	-0,24	4,92	18,67
2021	1,60	0,52	1,37	1,79	3,22	-0,55	4,54	19,19
2022	1,07	0,34	0,69	1,18	1,40	-0,26	3,40	12,87

Fonte: elaboração própria.

Tabela Apêndice 4 - Estatísticas Descritivas Valores da Produção Primária Bruta (GPP) via MODIS / MOD17A2, detectados no bioma Pantanal Brasileiro, entre 2001 e 2022.

Anos	Média	Erro Padrão	Mediana	Desvio Padrão	Variância	Mínimo	Máximo	Soma
2001	1,93	0,30	1,94	1,03	1,07	0,55	3,79	23,22
2002	2,03	0,32	1,94	1,10	1,22	0,47	3,40	24,39
2003	1,81	0,33	1,73	1,16	1,34	0,33	3,69	21,76
2004	1,65	0,34	1,67	1,17	1,38	0,43	4,42	19,76
2005	2,08	0,42	1,91	1,46	2,13	0,41	4,75	24,96
2006	2,01	0,39	1,66	1,35	1,81	0,52	5,10	24,06
2007	2,14	0,50	1,91	1,72	2,96	0,34	6,33	25,64
2008	1,74	0,30	1,80	1,05	1,11	0,25	3,51	20,94
2009	1,82	0,29	1,87	1,01	1,01	0,17	3,24	21,83
2010	2,20	0,43	2,17	1,50	2,25	0,19	4,90	26,39
2011	1,91	0,38	1,97	1,30	1,69	0,11	4,82	22,89
2012	1,10	0,38	0,64	1,31	1,72	-0,33	4,07	13,18
2013	1,12	0,29	1,29	1,01	1,02	-0,29	2,78	13,47
2014	1,12	0,37	0,96	1,30	1,68	-0,26	4,31	13,48
2015	0,48	0,21	0,32	0,72	0,52	-0,48	1,71	5,76
2016	1,34	0,36	1,22	1,26	1,59	-0,33	4,07	16,08
2017	1,08	0,29	1,09	1,00	1,01	-0,32	2,70	13,00
2018	1,08	0,20	1,01	0,69	0,48	-0,17	2,25	12,99
2019	1,10	0,34	0,68	1,17	1,37	-0,42	3,03	13,21
2020	1,56	0,51	0,83	1,77	3,13	-0,24	4,92	18,67
2021	1,60	0,52	1,37	1,79	3,22	-0,55	4,54	19,19
2022	1,07	0,34	0,69	1,18	1,40	-0,26	3,40	12,87

Fonte: elaboração própria.

Tabela Apêndice 6– Classificação do território pantaneiro brasileiro pelo índice Δ NBR, em hectares, utilizando MODIS/MOD13Q1, entre os anos de 2001 a 2022.

Ano	ARA	BCA	NQ	BG	GMB	GMA	AG
2001	220365	1637737	8374838	3624125	876682	231304	42237
2002	58719	382038	4288511	5860873	3262071	981094	150689
2003	108558	836937	7654664	5098639	1111418	158465	11758
2004	90402	866691	7784442	4940834	1136218	159930	14063
2005	408279	2104452	8280813	3423556	671301	94062	11150
2006	356143	1346292	7766858	4370218	944409	163743	19138
2007	264837	1555245	6938906	4503018	1365504	303934	60558
2008	138274	1012140	7475193	4760241	1323105	248227	34316
2009	351078	1535262	7903290	3968445	973829	193771	22171
2010	49400	445999	6214564	5784318	1929734	487229	81016
2011	74290	417963	5674804	5912993	2160888	628864	125183
2012	68762	548154	7097109	5052084	1736746	446117	49228
2013	64992	419453	6121582	6110695	1908054	321365	46080
2014	53319	237318	5659854	5953088	2331788	652260	90601
2015	133264	892345	8017750	4655098	1081661	197624	17985
2016	104591	383534	5130548	5891117	2543914	760159	157880
2017	71839	583401	7407346	5142997	1420665	306654	36420
2018	411044	2225963	8310917	3210495	694556	129790	16269
2019	31757	160943	3525425	5948604	3467453	1384794	455989
2020	124381	649596	3157148	4889479	3545719	1821386	811559
2021	189414	921295	5401455	5475483	2046096	730934	243093
2022	514515	2036587	8611002	3230203	487693	93596	7371

Fonte: elaboração própria.